



**INSTITUTO POLITÉCNICO
DE VIANA DO CASTELO**

Cláudia Correia

**Avaliação físico-química de compostos de bagaço e engaço de uva branca e
eficácia da sua utilização na cultura da alface**

Mestrado em Engenharia Agronómica

Trabalho efetuado sob a orientação de:

Professor Doutor Luís Miguel Cortez Mesquita de Brito

Doutor Rui Manuel Machado Pinto

Fevereiro, 2023

*As doutrinas expressas neste
trabalho são da exclusiva
responsabilidade do autor*

Esta investigação foi financiada pelo Fundo Europeu de Desenvolvimento Regional através do Programa Operacional Competitividade e Internacionalização (POCI-01-0247-FEDER-046112), Projeto BIOMA – Soluções integradas de Bioeconomia para mobilização da cadeia agroalimentar - PPS3, Atividade 3, Instituto Politécnico de Viana do Castelo (IPVC).



Cofinanciado por:



UNIÃO EUROPEIA
Fundo Europeu
de Desenvolvimento Regional

ÍNDICE

ÍNDICE	i
AGRADECIMENTOS.....	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE ABREVIATURAS.....	vi
ÍNDICE DE QUADROS.....	vii
ÍNDICE DE FIGURAS.....	viii
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1. Região dos Vinhos Verdes	1
1.2. Resíduos vitivinícolas	1
1.3. Compostagem	4
1.3.1. Definição e objetivos da compostagem	4
1.3.2. Processo da compostagem.....	5
1.3.3. Parâmetros que influenciam o processo de compostagem.....	6
1.4. O composto.....	12
1.4.1. Estabilização e maturação do composto	12
1.4.2. Qualidade do composto.....	13
1.5. Efeito da incorporação do composto no solo	14
1.5.1. Importância da matéria orgânica	14
1.5.2. Mineralização da matéria orgânica.....	15
1.5.3. Ensaio de eficácia agronômica do composto.....	17
1.6. Cultura da alfaca.....	18
1.6.1. Características culturais	18
1.6.2. Fertilização da alfaca	18
1.7. Objetivos do trabalho.....	19
2. MATERIAIS E MÉTODOS	20
2.1. Experiência de compostagem.....	20
2.1.1. Medição da temperatura e colheita das amostras	21
2.1.2. Análises laboratoriais.....	22
2.2. Ensaio de vasos	26
2.2.1. Ensaio experimental.....	26
2.2.2. Delineamento experimental.....	27

2.2.3.	Métodos analíticos	31
2.2.4.	Análise estatística	32
3.	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	33
3.1.	Compostagem	33
3.1.2.	Temperatura.....	33
3.1.2.	Teor de humidade	34
3.1.3.	pH e condutividade elétrica.....	34
3.1.4.	Teor de matéria orgânica.....	37
3.1.5.	Razão C/N e dinâmica do azoto	37
3.1.6.	Teores de nutrientes	39
3.1.7.	Teores de metais pesados	40
3.1.8.	Biotestes de fitotoxicidade e avaliação de microrganismos patogénicos .	40
3.2.	Ensaio de vasos	41
3.2.1.	Composto com 130 dias.....	42
3.2.2.	Composto com 140 dias.....	48
3.2.3.	Composto com 260 dias.....	54
4.	CONCLUSÕES	61
5.	BIBLIOGRAFIA	62

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus, por tudo que me tem proporcionado na vida, em particular a execução deste Mestrado.

À Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Castelo, a todos os docentes e funcionários da ESA, pelos ensinamentos transmitidos e por toda a dedicação fornecida durante o percurso académico.

Ao meu orientador, Professor Doutor Luís Miguel Cortez Mesquita de Brito agradeço profundamente pela oportunidade que me proporcionou, para a realização deste trabalho. Por toda a sua dedicação, apoio prestado e partilha dos seus conhecimentos, bem como todas as críticas e conselhos.

Ao Doutor Rui Manuel Machado Pinto, orientador externo, por todo o apoio prestado, prontidão, incentivo, compreensão e paciência.

A todos os colegas e funcionários do laboratório pela ajuda e apoio prestado na realização deste trabalho.

Ao meu namorado, Pedro Manuel Martins Gomes, pela paciência, compreensão e ajuda emocional transmitida ao longo deste percurso.

E por fim, aos meus pais, irmão e cunhada pelo incentivo demonstrado e por sempre acreditarem em mim.

RESUMO

A indústria vinícola produz anualmente milhões de toneladas de resíduos orgânicos que podem ser reutilizados através da compostagem para a fertilização do solo, assegurando assim a eficiência na gestão dos recursos naturais. Nesse sentido, realizou-se uma experiência de compostagem com engaço e bagaço (películas e grainhas) de uva branca que incluiu uma pilha estática e pilhas com 3 e 6 revolvimentos, com o objetivo de avaliar o processo de compostagem e a qualidade do composto como corretivo orgânico do solo incluindo o seu efeito, com diferentes tempos de compostagem, no crescimento da alface.

O peso e o teor de nutrientes da alface foram avaliados em três ensaios de vasos com blocos casualizados. O primeiro ensaio decorreu após 130 dias de compostagem, com 5 repetições e 11 tratamentos: um tratamento controlo sem aplicação de qualquer fertilizante; um tratamento com adubo mineral azotado aplicado na dose de $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N}$; e nove tratamentos com os três compostos, aplicados ao solo na proporção equivalente às doses de 10, 20 e 40 t ha^{-1} de matéria fresca. Os outros ensaios realizaram-se após 140 e 260 dias de compostagem, respetivamente, e incluíram 4 repetições e 11 tratamentos, os quais, para além do controlo e do tratamento com adubo mineral azotado, incluíram as combinações dos três compostos com as doses de 5, 10 e 20 t ha^{-1} de matéria seca.

Verificou-se que a mistura de engaço e bagaço de uva tem uma estrutura com porosidade adequada para beneficiar a decomposição aeróbia, mesmo sem revolvimentos, permitindo obter um composto com um elevado grau de maturação e estabilização, sem efeitos fitotóxicos, com baixa salinidade e rico em nutrientes. Os compostos revelaram potencial para aumentar a produção da alface em comparação com o tratamento controlo ou com adubo mineral e, genericamente, com aumentos de produção significativos com as doses crescentes de composto, mas sem diferenças significativas entre compostos para a mesma dose de composto. Provavelmente porque, para além dos nutrientes que fornece ao solo, os compostos beneficiam as características físicas e químicas do solo, contribuindo para melhoria da fertilidade e produtividade do solo. Concluiu-se que o composto de engaço e bagaço de uva produzido com o mínimo de intervenção, reduzindo assim a complexidade e os custos da compostagem com vantagens agronómicas e ambientais, tem elevado potencial para ser utilizado como corretivo orgânico do solo.

Palavras-Chave: alface, azoto, bagaço de uva, composto, engaço, matéria orgânica

ABSTRACT

The wine industry annually produces millions of tons of organic waste that can be reused through composting to fertilize the soil, thus ensuring efficient management of natural resources. With this logic, a composting experiment was carried out with pomace (stalks, skins and seeds) of white grapes, including a static pile and piles with 3 and 6 turnings, with the objective of evaluating the composting process, and the quality of the final compost as soil organic amendment, including its effect with different composting periods, on lettuce growth.

Lettuce weight and nutrient content were evaluated in three pot trials with randomized blocks. The first trial took place after 130 days of composting, with 5 repetitions and 11 treatments: a control treatment without fertilizers; one treatment with mineral nitrogen fertilizer applied at the rate of 50 kg ha⁻¹ N; and nine treatments with the three composts, applied at the rates equivalent to 10, 20 and 40 t ha⁻¹ of fresh matter. The second and third tests were carried out after 140 and 260 days of composting, respectively, and included 4 repetitions and 11 treatments, which, in addition to the control and treatment with mineral nitrogen fertilizer, included combinations of the three composts with the rates of 5, 10 and 20 t ha⁻¹ of dry matter.

Grape pomace has a structure with adequate porosity to benefit from aerobic decomposition, even without turning over, allowing to obtain a compost with a high degree of maturation and stabilization, without phytotoxic effects, with low salinity and rich in nutrients. Composts showed potential to increase lettuce yields compared to the control or the mineral fertilizer treatment, and generally with significant yield increases with increasing compost rates. However, without significant differences between composts for the same compost rate. This is probably because, in addition to the nutrients provided, composts benefit the physical and chemical characteristics of the soil, contributing to improved soil fertility and productivity. Therefore, composts from grape pomace produced with minimal intervention, thus reducing the complexity and costs of composting with agronomic and environmental advantages, have high potential to be used as organic soil amendments.

Keywords: compost, grape pomace, lettuce, nitrogen, organic matter, stalks

LISTA DE ABREVIATURAS

AA - Adubo mineral azotado

C – Tratamento controlo

C/N - Razão carbono / azoto

CE - Condutividade elétrica

CRR - Crescimento relativo da raiz

CTC - Capacidade de troca catiónica

ESA-IPVC – Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Castelo

EV130 - Ensaio de vasos após 130 dias de compostagem

EV140 - Ensaio de vasos após 140 dias de compostagem

EV260 - Ensaio de vasos após 260 dias de compostagem

H - Humidade

IG - Índice de germinação

K₂O - Óxido de potássio

MF - Matéria fresca

MO - Matéria orgânica

MS - Matéria seca

N₂O - Óxido de azoto

NH₄⁺ - Ião amónio

NH₃ - Amoníaco

NO₃⁻ - Ião nitrato

P₂O₅ - Pentóxido de fósforo

PR0 - Pilha sem revolvimento

PR3 - Pilha com 3 revolvimentos

PR6 - Pilha com 6 revolvimentos

TRG - Taxa relativa de germinação

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1.1. Características químicas do engaço de uva.....	4
Quadro 2.1. Características químicas do solo e dos compostos resultantes da pilha estática, e das pilhas com 3 revolvimentos e com 6 revolvimentos, respetivamente, após 130 dias de compostagem.	28
Quadro 2.2. Características químicas do solo e dos compostos resultantes da pilha estática, e das pilhas com 3 revolvimentos e com 6 revolvimentos, respetivamente, após 140 dias de compostagem.	29
Quadro 2.3. Características químicas do solo e dos compostos resultantes da pilha estática, e das pilhas com 3 revolvimentos e com 6 revolvimentos, respetivamente, após 260 dias de compostagem.	30
Quadro 3.1. Teores de nutrientes dos compostos finais produzidos com bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento e nas pilhas com 3 e 6 revolvimentos.	40
Quadro 3.2. Teores de metais pesados dos compostos finais produzidos com bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento e nas pilhas com 3 e 6 revolvimentos.	40
Quadro 3.3. Taxa relativa de germinação, crescimento relativo da raiz e índice de germinação dos compostos finais produzidos com bagaço e engaço de uva, na pilha sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos.	41
Quadro 3.4. Teores de matéria seca e teores de nutrientes da alface produzida sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado, e com aplicação dos compostos nas doses equivalentes a 10, 20 e 40 t ha ⁻¹ MF.	45
Quadro 3.5. Teores de matéria seca e teores de nutrientes da alface produzida sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado, e com aplicação dos compostos nas doses equivalentes a 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.....	51
Quadro 3.6. Teores de matéria seca e teores de nutrientes da alface produzida sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado, e com aplicação dos compostos nas doses equivalentes a 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.....	57

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1. (a) Transporte do engaço após o desengaçamento, (b) recolha do engaço com as películas e as grainhas no mesmo contentor.....	21
Figura 2.2. (a) Construção das pilhas de compostagem e (b) cobertura das pilhas.	21
Figura 2.3. Amostras dos compostos finais das pilhas: (a) estática; (b) com 3 revolvimentos; e com 6 revolvimentos após 140 dias de compostagem.	22
Figura 2.4. Preparação dos vasos antes da plantação: (a) colocação do solo; (b) aplicação do composto; e (c) aplicação do adubo mineral azotado.	26
Figura 2.5. Primeiro ensaio de vasos: (a) alface após a transplantação; e (b) antes da colheita.....	27
Figura 2.6. Segundo ensaio de vasos: (a) alface após a transplantação; e (b) antes da colheita.....	29
Figura 2.7. Terceiro ensaio de vasos: (a) alface após a transplantação; e (b) antes da colheita.....	30
Figura 3.1. Temperatura ambiente durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha estática, e nas pilhas com 3 revolvimentos e com 6 revolvimentos.	34
Figura 3.2. Teor de humidade durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento, na pilha com 3 revolvimentos e na pilha com 6 revolvimentos.	35
Figura 3.3. Valor de pH durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento, na pilha com 3 revolvimentos e na pilha com 6 revolvimentos. .	36
Figura 3.4. Condutividade elétrica durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento, na pilha com 3 revolvimentos e na pilha com 6 revolvimentos.	36
Figura 3.5. Teor de MO durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento, na pilha com 3 revolvimentos e na pilha com 6 revolvimentos. .	37
Figura 3.6. Teor de N total e razão C/N durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento, na pilha com 3 revolvimentos e na pilha com 6 revolvimentos.	39
Figura 3.7. Teor de N mineral durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha estática, na pilha com 3 revolvimentos e na pilha com 6 revolvimentos.	39
Figura 3.8. Peso fresco da alface sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 10, 20 e 40 t ha ⁻¹ MF.....	43
Figura 3.9. Peso fresco da alface com: (a) aplicação das doses de 10, 20 e 40 t ha ⁻¹ MF para a média dos 3 compostos; e (b) aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, para a média das doses de composto.43	
Figura 3.10. Acumulação de N na alface sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 10, 20 e 40 t ha ⁻¹ MF.	46

Figura 3.11. Acumulação de P na alface sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 10, 20 e 40 t ha ⁻¹ MF.	47
Figura 3.12. Acumulação de K sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 10, 20 e 40 t ha ⁻¹ MF.	47
Figura 3.13. Peso fresco da alface sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.	49
Figura 3.14. Peso fresco da alface com: (a) aplicação das doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS para a média dos 3 compostos; e (b) aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, para a média das doses de composto.	49
Figura 3.15. Acumulação de N na alface sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.	52
Figura 3.16. Acumulação de P na alface sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.	52
Figura 3.17. Acumulação de K sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.	53
Figura 3.18. N mineral e N orgânico mineralizado dos compostos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, aplicados nas doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.	54
Figura 3.19. Peso fresco da alface sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.	55
Figura 3.20. Peso fresco da alface com: (a) aplicação das doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS para a média dos 3 compostos; e (b) aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, para a média das doses de composto.	56
Figura 3.21. Acumulação de N na alface sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.	58
Figura 3.22. Acumulação de P na alface sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.	58
Figura 3.23. Acumulação de K sem aplicação de fertilizantes, com aplicação de adubo azotado e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.	59
Figura 3.24. N mineral e N orgânico mineralizado dos compostos sem revolvimento e com 3 e 6 revolvimentos, aplicados nas doses de 5, 10 e 20 t ha ⁻¹ MS.	60

1. INTRODUÇÃO

1.1. Região dos Vinhos Verdes

O setor vitivinícola possui grande relevância histórica e económica na agricultura portuguesa, sendo o vinho alvo de comércio e de satisfação para produtores e consumidores, que beneficia, também, o setor do turismo (Sampaio et al., 2021). Em 2020, a vinha em Portugal ocupava aproximadamente 192.400 ha (IVV, 2020) e em 2021 produziram-se, aproximadamente, 736 milhões de litros de vinho (INE, 2021), sendo este setor relevante para o mercado europeu e mundial do vinho.

A Região Demarcada dos Vinhos Verdes estende-se por todo o noroeste de Portugal (também conhecida por Região de Entre-Douro-e-Minho), sendo a maior Região Demarcada Portuguesa e uma das maiores da Europa. As condições naturais desta Região são indicadas para a produção de excelentes vinhos brancos, espumantes e aguardente (CVRVV, 2022b). A produção do vinho verde entre as campanhas de 2018/2019 e 2021/2022 cresceu, constantemente, de aproximadamente 73 milhões de litros para 86 milhões de litros, respetivamente (CVRVV, 2022b).

1.2. Resíduos vitivinícolas

A atividade vitivinícola é responsável pela produção de diversos resíduos, quer da atividade vitícola como as podas de ramos e folhas da videira, quer da atividade vinícola como o engaço resultante do processo de desengace das uvas, o bagaço proveniente da prensagem das uvas, constituído por películas e grainhas (Ruggieri et al., 2009) ou por películas, grainhas e engaço (Maicas & Mateo, 2020), dependendo do processo de vinificação, borras que são constituídas por finas partículas de resíduos de uva e leveduras mortas que se acumulam no fundo das cubas de produção de vinho, após o processo de fermentação (Maicas & Mateo, 2020; Ruggieri et al., 2009) e lamas das águas residuais provenientes da higienização da adega e de todo o equipamento necessário à elaboração de vinho (Maicas & Mateo, 2020). Os resíduos vinícolas constituem uma preocupação ambiental, por isso, é necessário desenvolver processos para reciclar e reduzir o seu impacto ambiental. Alguns métodos utilizados para reaproveitar estes resíduos são: extração de etanol, produção de óleo de grainha de uva, extração de compostos fenólicos,

nutrição animal, produção de energia e fertilização das culturas (Domínguez et al., 2017). Contudo, estes resíduos antes de serem aplicados ao solo devem ser compostados em virtude da existência de polifenóis que exercem um efeito fitotóxico no crescimento das culturas (Domínguez et al., 2017; Lee et al., 2010).

A generalidade das uvas produzidas em Portugal tem como finalidade a produção de vinho. O rendimento máximo recomendado por hectare das vinhas destinadas à produção de vinhos com direito à Denominação de Origem “Vinho Verde”, é estabelecido entre 13.500 kg ha⁻¹ e 15.000 kg ha⁻¹, com exceção da casta Alvarinho que é de 10.670 kg ha⁻¹ (CVRVV, 2022a). Da atividade vinícola são produzidos entre 1,3 e 1,5 kg de resíduos por litro de vinho, dos quais 75% são águas residuais e os restantes 25% são constituídos por grainhas, películas, engaços e borras (Maicas & Mateo, 2020). Contudo, a quantidade e qualidade de resíduos da atividade vinícola difere entre a produção de vinho branco e tinto, porque enquanto no vinho branco a fermentação é realizada apenas com a polpa do bago, no vinho tinto realiza-se com todo o bago. Assim, no caso do vinho branco, a película e a grainha do bago, tal como o engaço, são considerados resíduos, e não sofreram o processo de fermentação.

O bagaço de uva é o primeiro resíduo obtido após o processo de prensagem. O bagaço de uva representa aproximadamente 25% do peso do cacho de uvas utilizado no processo de vinificação (Barros et al., 2021; Kolbe et al., 2019). O bagaço de uva não fermentado de 4 castas diferentes, em peso seco, foi reportado como possuindo, em média, aproximadamente 1 a 4% de engaço, 43 a 64% de grainhas e 32 a 56% de películas (Fiori & Florio, 2010). Contudo, o cacho de uvas normalmente é desengaçado antes de se iniciar o processo de vinificação. Neste caso, o peso fresco do bagaço de uva (películas e grainhas) representa entre 11 a 22% do peso das uvas para produção de vinho tinto e 12 a 25% para produção de vinho branco (Zhang et al., 2017). Valores semelhantes de peso da polpa foram apresentados por Dias (2006), que reportou que a polpa pesa aproximadamente 80% do peso do bago de uva. O bagaço sem engaço contém aproximadamente 58% de películas e 42% de grainhas (p/p) em peso fresco no caso do vinho branco (Moldes et al., 2007).

O bagaço de uva fresco, fermentado ou destilado, apresenta elevados teores de matéria orgânica (MO), fósforo (P) e potássio (K), e reduzidos teores de micronutrientes e metais pesados (Bustamante et al., 2008a; Bustamante et al., 2008b). Possui uma razão C/N (25-40) relativamente elevada, um valor de pH (<4) baixo, e elevados teores de compostos

fitotóxicos, tais como etanóis e polifenóis, ácido acético e ácido láctico (Viel et al., 2018). Por essa razão, o bagaço deve ser sujeito a um processo de compostagem antes de ser aplicado ao solo (Bustamante et al., 2008b). Efetivamente, embora a aplicação de bagaço de uva como corretivo orgânico do solo seja uma solução sustentável para estes resíduos, o bagaço de uva inibe fortemente a germinação de sementes e, por isso, não é adequado para utilização em solos agrícolas na sua forma original (Lecce et al., 2014). O bagaço de uva branco pode conter teores elevados em polifenóis fitotóxicos porque enquanto na vinificação do tinto, o bagaço de uva é fermentado com a polpa de uva, resultando na transferência do teor de polifenóis das uvas para o vinho, em contraste, o vinho branco é tipicamente fermentado com pouco ou nenhum contacto com o bagaço de uva (Kolbe et al., 2019).

O bagaço com e sem engaço apresenta características químicas semelhantes à exceção do valor da CE (Moldes et al., 2007; Paradelo et al., 2013). Num estudo realizado por Paradelo et al. (2013) o bagaço com engaço sem fermentação, proveniente de casta de uvas brancas, depois de destilado para obtenção de álcool, apresentou um valor de pH ácido de 4,3, e um valor de CE de 1,4 dS m⁻¹; um teor de MO (919 g kg⁻¹) e um teor de azoto (N) (18 g kg⁻¹) elevados e uma razão C/N de 30. Moldes et al. (2007) verificou que o bagaço sem engaço, sem fermentação nem destilação, também proveniente de casta branca apresentou um valor de pH ácido de 3,8; um teor de MO (945 g kg⁻¹) e N (22 g kg⁻¹) também elevados e uma razão C/N de 24,5.

As grainhas representam aproximadamente 5% do peso fresco do fruto e são constituídas por 25-45% de água, 15-20% de substâncias gordas, 5-8% de compostos fenólicos, 35-40% de fibras, 8-11% de proteínas e 2-4% de minerais, dependendo da variedade, grau de maturação e fatores edafoclimáticos em que as videiras produziram as uvas (Domínguez et al., 2017; Spinei & Oroian, 2021). As grainhas podem ser reutilizadas e processadas para a obtenção de compostos fenólicos, ácidos gordos, óleo de semente e outros compostos bioativos (Campos et al., 2008; Domínguez et al., 2017). No que se refere aos valores de P e K das grainhas, estes oscilam entre os 15-21 g kg⁻¹ e 24-27 g kg⁻¹, respetivamente (Mironeasa et al., 2010).

A película representa 5-10% do peso fresco da uva e serve de barreira hidrofóbica contra danos físicos e climáticos da uva (Lecas & Brillouet, 1994). As películas são constituídas por 5-12% de proteínas, 2-8% de cinzas, (Nanni et al., 2021) 3-6% de substâncias gordas

e 30% de fibras (Brenes et al., 2016). A película possui um baixo valor de CE e elevado teor de MO (Devesa-Rey et al., 2011).

O engaço representa o esqueleto do cacho da uva e é formado pelo pedúnculo e pelos pedicelos, que servem de vias de alimentação e suporte dos bagos (Costa, 2010). O engaço é o primeiro subproduto obtido no processo de vinificação, com uma média de produção de 3,5 kg hL⁻¹ de vinho (Prozil et al., 2013). O desengace das uvas é realizado antes do processo de vinificação porque o engaço modifica a composição do vinho podendo dar origem a vinhos com sabores amargos, adstringentes e desagradáveis ao paladar (Prozil, 2008). O engaço é constituído por 30-31% de celulose, 20-21% de hemicelulose, 17-18% de lenhina, 15-16% de taninos e 5-6% de proteínas (Prozil et al., 2013). O teor de humidade e as características químicas dos engaços descritas por diferentes autores podem ser muito variáveis (quadro 1.1.).

Quadro 1.1. Características químicas do engaço de uva.

Característica	Unidade	(Bertran et al., 2004)	(Paradelo et al., 2013)	(Pinto et al., 2021)
H	(%)	20-70	72,2	78
pH		9,9	4,3	4,6
CE	(dS m ⁻¹)	1,4	1,4	2,5
N	(g kg ⁻¹)	11	18	12
C/N		39	30	46

1.3. Compostagem

1.3.1. Definição e objetivos da compostagem

A compostagem é definida como um processo de oxidação biológica em que os microrganismos mesófilos e termófilos (bactérias, fungos e actinomicetes) decompõem a MO, e em que através de processos de mineralização e humificação, os materiais originais ou são mineralizados com libertação de dióxido de carbono, água, e sais minerais, ou são humificados, respetivamente, resultando um produto estabilizado, homogéneo, higienizado e isento de substâncias fitotóxicas designado de composto ou compostado (Bernal et al., 2009; Brito, 2017a). A decomposição da MO nas pilhas de compostagem é idêntica ao processo de decomposição dos materiais orgânicos no solo, mas de forma

mais acelerada, uma vez que é possível criar as condições ideais para o crescimento dos microrganismos (Rynk, et al., 1992).

A compostagem tem como finalidade transformar o material orgânico fresco que não está em condições para ser incorporado no solo num material isento de organismos patogênicos e infestantes, estabilizado e maturado, adequado para incorporar no solo com vantagens agronômicas e ambientais (Brito, 2017a). A compostagem é importante na gestão dos resíduos agrícolas pois permite obter fertilizantes orgânicos produzidos na própria exploração, diminuindo os custos de transporte e aquisição de adubos. Além disso, o composto contribui para melhorar e conservar a fertilidade dos solos pobres em MO e diminuir o impacto ambiental causado pela aplicação de adubos minerais de síntese (Brito, 2017a). O inconveniente da compostagem no caso de resíduos sólidos urbanos e industriais consiste na necessidade de grandes áreas de armazenamento e coberturas, e aumento dos custos de mão-de obra e de maquinaria ao longo do processo de compostagem (Sweeten & Auvermann, 2008).

1.3.2. Processo da compostagem

No processo de compostagem podemos considerar duas etapas constituídas por: (1) fases mesófila e termófila, caracterizadas por uma forte atividade microbiológica e aumento da temperatura no interior da pilha em que predomina a mineralização da MO; e (2) fases de arrefecimento e maturação, durante as quais a temperatura diminui gradualmente até valores idênticos à temperatura ambiente por existir menos MO facilmente biodegradável, e em que predomina a humificação da MO durante o período de maturação (Brito, 2017a). No entanto, outros autores referem apenas três fases: mesófila, termófila e maturação (Mehta et al., 2013; Pezzolla et al., 2021). A fase mesófila corresponde ao início do processo de compostagem, aumentando a temperatura em poucos dias ou mesmo horas, para valores entre 40 °C e 45 °C (Meena et al., 2021). Durante esta fase as bactérias *Streptococcus sp.*, *Bacillus sp.*, *Vibrio sp.* e *Actinomycetes*, entre outras, utilizam o material inicial, rico em substâncias facilmente biodegradáveis (açúcares, aminoácidos e lipídios) e decompõem esses compostos através de processos de oxidação, obtendo os recursos essenciais para o seu crescimento e reprodução (Ho et al., 2022; Meena et al., 2021; Mehta et al., 2013).

Durante o processo de oxidação, os microrganismos utilizam a energia para os seus processos vitais, designadamente de biossíntese, libertando dióxido de carbono (CO₂) e

vapor de água (Kader et al., 2007). Os ácidos orgânicos resultantes da decomposição dos compostos solúveis contribuem para diminuir os valores do pH para 4 ou 4,5 (Meena et al., 2021). Posteriormente, os valores de pH aumentam devido à decomposição dos ácidos orgânicos e decomposição de proteínas e aminoácidos que levam à produção de amoníaco (NH_3) que é alcalino (Sánchez-Monedero et al., 2001). Na fase termófila os microrganismos mesófilos são substituídos pelos microrganismos termófilos (principalmente bactérias termófilas), que degradam a MO complexa, como a celulose e lenhina, aumentando a temperatura para valores entre 40 °C e 65 °C (Bernal et al., 2009; Meena et al., 2021; Mehta et al., 2013). Nesta fase, a temperatura deve ser suficientemente elevada (entre 55 °C e 65 °C) para eliminar os microrganismos patogénicos e inviabilizar as sementes de infestantes, apesar das temperaturas entre 45 °C e 55 °C proporcionarem maiores taxas de biodegradação, e entre 35 °C e 40 °C aumentarem a diversidade microbiana no processo de compostagem. Acima de 40 °C, a nitrificação e desnitrificação não ocorrem porque as bactérias nitrificantes autotróficas não se desenvolvem com facilidade. De maneira a inativar os agentes patogénicos as temperaturas devem atingir os 55 °C por pelo menos 15 dias (Brito et al., 2008).

À medida que os microrganismos vão consumindo o N e o C disponíveis, a velocidade de degradação da MO e a temperatura diminuem. Quando a temperatura diminui para valores inferiores a 40 °C, as bactérias nitrificantes desenvolvem-se e ocorre a nitrificação que consiste na transformação do ião amónio (NH_4^+) em ião nitrato (NO_3^-) (Cáceres et al., 2018; Sánchez-Monedero et al., 2001). Posteriormente, a temperatura continua a diminuir ficando próxima da temperatura ambiente durante o processo de maturação (Ho et al., 2022).

1.3.3. Parâmetros que influenciam o processo de compostagem

O processo de compostagem é otimizado quando se criam as condições ideais para o desenvolvimento e crescimento dos microrganismos responsáveis pelo processo de decomposição da MO (Ho et al., 2022). Por isso, a compostagem depende de vários fatores, tais como, o teor de humidade, a temperatura, o arejamento, a razão C/N, o pH, a CE, a capacidade de troca catiónica (CTC), a porosidade e o tamanho das partículas (Bernal et al., 2009; Ho et al., 2022).

a) Teor de humidade

O teor de humidade depende (para além da facilidade da evaporação da água produzida pela respiração microbiana e da eventual entrada de água por precipitação ou rega) das características físicas dos materiais utilizados na compostagem, da dimensão das partículas dos materiais e da dimensão das pilhas de compostagem (Bernal et al., 2017). O teor de humidade ideal para a compostagem varia entre 50 e 70% (Kader et al., 2007). Um teor de humidade inferior a 40% reduz a taxa de decomposição devido à falta de água para os processos fisiológicos dos microrganismos. Por outro lado, teores superiores a 70% provocam o surgimento de zonas anaeróbias no interior da pilha dificultando a circulação de oxigénio e diminuindo a decomposição aeróbia (Bernal et al., 2017). Apesar de durante o processo de decomposição da MO ser libertado vapor de água resultante da oxidação da MO pelos microrganismos, a água no interior da pilha evapora devido ao aumento de temperatura da pilha. Quando o teor de humidade desce para valores inferiores a 50% é necessário o humedecimento da pilha para manter o teor de humidade ideal para a compostagem (Petric et al., 2009). Uma forma de minimizar as perdas de água por evaporação é usar uma cobertura na pilha. Num estudo realizado por Brito et al. (2008) o teor de humidade do composto final aumentou nas pilhas com cobertura de polietileno preto, manteve-se nas pilhas cobertas com tecido geotêxtil impermeável e diminuiu nas pilhas sem cobertura.

b) Temperatura

A temperatura é um dos parâmetros mais importantes na monitorização do processo de compostagem, porque é um indicador da atividade biológica que ocorre no interior da massa em compostagem. Contudo, com temperaturas superiores a 65 °C, os organismos responsáveis pela decomposição da MO são inativados ou eliminados. Nestas circunstâncias, o revolvimento da pilha permite dissipar o calor e diminuir a temperatura. Em contrapartida, quando a temperatura é baixa, o revolvimento permite a entrada de oxigénio no interior das pilhas favorecendo o aumento da atividade biológica e, consequentemente, o aumento da temperatura, desde que ainda exista MO facilmente biodegradável na pilha. Por esta razão é importante que a estrutura das pilhas seja adequada, para conservar o oxigénio no interior das pilhas, diminuindo a necessidade de revolvimento (Brito, 2017a). Os revolvimentos devem ocorrer o mínimo possível, porque favorecem as perdas de gases por volatilização que prejudicam o ambiente, como o

amoníaco que contribui para as chuvas ácidas e outros compostos azotados com efeito de estufa que reduzem o teor de ozono na estratosfera (Brito et al., 2009).

O aumento de temperatura durante a decomposição da pilha depende das condições de humidade, oxigénio e dos valores da razão C/N do habitat da comunidade microbiana no interior da pilha de compostagem. Se estes fatores forem favoráveis para os microrganismos crescerem e se reproduzirem a temperatura da pilha aumenta. Pelo contrário, a temperatura diminui se um destes parâmetros não se adequar às necessidades da comunidade microbiana. Os microrganismos decompõem e mineralizam mais rapidamente os materiais mais facilmente biodegradáveis (proteínas, amidos, açúcares) do que os materiais recalcitrantes cuja decomposição é mais lenta (celulose, hemicelulose, lenhina). Quando as moléculas mais lábeis são consumidas e restam as mais recalcitrantes, diminui a velocidade dos processos vitais dos microrganismos e consequentemente, a temperatura das pilhas de compostagem aproxima-se da temperatura ambiente, atingindo as pilhas o estado de maturação e estabilização adequado para a incorporação do composto no solo (Brito, 2017a).

c) Arejamento

O teor de oxigénio na pilha de compostagem deve ser sempre superior a 10% (Cáceres et al., 2018), apesar de os micróbios aeróbios conseguirem sobreviver em meios com apenas 5% de oxigénio. Num meio em que o teor de O_2 é $< 3-5\%$ podem formar-se zonas de anaerobiose que dão origem a odores desagradáveis. Neste caso é necessário arejar a pilha para promover a perda de humidade e incrementar a oxigenação e, consequentemente, favorecer a atividade biológica e a decomposição da MO (Brito, 2017a).

Quando as temperaturas diminuem e já ocorreu a nitrificação, a presença de zonas anaeróbias pode dar origem ao processo de desnitrificação (Bernal et al., 2009). A desnitrificação consiste na redução de NO_3^- a óxido de azoto (N_2O), num ambiente anaeróbio, com uma fonte de C orgânico disponível. As bactérias desnitrificantes utilizam o C orgânico para obter energia, e o oxigénio, existente nas moléculas de nitratos e nitritos, libertando N_2O por volatilização. A libertação de N_2O para a atmosfera é prejudicial para o ambiente porque o N_2O é um gás com efeito de estufa, cuja molécula é responsável por um potencial de aquecimento global 300 vezes superior à molécula de CO_2 (Neto, 2011).

O revolvimento das pilhas, também tem como objetivo promover a composição homogénea em todas as zonas da pilha de modo que todos os pontos da pilha estejam

sujeitos às temperaturas elevadas e de forma a obter um produto homogêneo. A recomendação do número de revolvimentos é de dois ou mais no primeiro mês, e pelo menos mais um no segundo mês. No entanto, se existir o risco de forte colonização por microrganismos, como acontece com dejetos animais, devem-se fazer pelo menos três a cinco revolvimentos quando as temperaturas são superiores a 55 °C, para garantir a higienização de todo o material em compostagem. Por isso, o número de revolvimentos depende da qualidade dos materiais (biodegradabilidade, presença de microrganismos patogênicos, etc.), da estrutura da pilha, que por sua vez está relacionada com o tipo de materiais usados na compostagem, designadamente a razão C/N da mistura dos materiais, com o tamanho das partículas dos materiais e com a dimensão da pilha. O revolvimento durante a fase termófila permite o arejamento da pilha, mas favorece o aumento das perdas de N por volatilização. Assim sendo é essencial que a estrutura nas pilhas de compostagem seja a mais adequada, possibilitando a difusão do oxigênio no interior da pilha reduzindo a necessidade de revolvimentos (Brito, 2017a).

d) Razão C/N

A razão C/N é importante para o equilíbrio nutricional e crescimento dos microrganismos que degradam a MO ao longo do processo de compostagem (Ho et al., 2022). O C é fonte de energia para os microrganismos e corresponde a mais de metade da massa das células microbianas (Brito, 2017a; Ho et al., 2022). Os materiais lenhosos como restos de folhas senescentes, cascas de árvores, podas de jardim, serrim, engaços de uva e palha, possuem elevada razão C/N e poderão ser fonte de C para os microrganismos utilizarem o excesso de N que resulte da sua mistura com materiais de baixa razão C/N. O N é fundamental como constituinte das estruturas celulares e acelera o processo da compostagem, uma vez que é necessário para o crescimento dos microrganismos. As principais fontes de N são os materiais verdes, como restos vegetais, relva, restos de alimentos, fezes e urinas (Brito, 2017).

A razão C/N de 30 (p/p) é considerada ideal para o processo de compostagem porque apesar dos microrganismos só possuírem uma razão C/N de aproximadamente 7 a 10 no seu protoplasma, para o processo de biossíntese do seu protoplasma, dois terços do carbono são utilizados pelos microrganismos para obter energia e libertados como dióxido de carbono, e apenas o outro terço do carbono em conjunto com o azoto é utilizado para constituir as células microbianas (Bernal et al., 2017; Brito, 2017a). Se a

razão C/N for elevada, o crescimento dos microrganismos é reduzido e o tempo de compostagem aumenta devido à falta de azoto. Pelo contrário, se a razão C/N for baixa, o N perde-se por volatilização na forma de NH_3 , principalmente com valores de pH e temperatura elevados, aumentando o impacto ambiental, causando maus odores e reduzindo o valor agronómico do composto (Bernal et al., 2017; Brito, 2017a; Ho et al., 2022).

e) pH

O valor de pH varia durante a degradação da MO podendo ser um indicador do estado de decomposição da mesma (Brito, 2017a; Meena et al., 2021). O valor do pH depende, principalmente, do pH inicial dos materiais existentes na pilha, da produção de NH_3 , da concentração de bicarbonatos, da concentração de CO_2 e da concentração de ácidos gordos voláteis. Geralmente, o pH diminui nos primeiros dias, para valores próximos de 5, isto ocorre, porque os fungos e as bactérias digerem a MO e são libertados e armazenados ácidos orgânicos que acidificam o meio, favorecendo o crescimento dos fungos e a decomposição da celulose e lenhina. O meio ácido evita as perdas de N, porque o N mineral permanece na forma de NH_4^+ (enquanto não é nitrificado ou imobilizado) e não se volatiliza na forma de NH_3 . Posteriormente, os ácidos orgânicos durante o processo de compostagem são decompostos até serem completamente oxidados gerando compostos de reação alcalina como a amoníaco que provocam o aumento dos níveis de pH para valores elevados. O valor de pH não deve exceder um valor de 8,5 para não ocorrer a transformação NH_4^+ em NH_3 . O valor ideal de pH para o desenvolvimento de bactérias decompositoras varia entre 6 e 8, e para os fungos entre 5 e 8,5. O composto estabilizado deve apresentar valores de pH entre 7 e 8. Se os valores de pH forem inferiores pode significar falta de maturação (Brito, 2017a; Ho et al., 2022). De acordo com o Decreto-Lei nº 103/2015, que estabelece regras relativas à colocação no mercado dos adubos e corretivos agrícolas, genericamente designados como matérias fertilizantes, o pH da matéria fertilizante deve situar-se entre 5,5 e 9,0.

f) Condutividade elétrica

A CE é definida pela capacidade de se formar corrente elétrica e resulta da quantidade de sais minerais totais (salinidade) que existe na solução do composto, o que varia ao longo do processo de compostagem. A mineralização da MO com a consequente libertação de

sais para o meio em decomposição, tais como, nitratos e sais de cálcio ou magnésio, conduz ao aumento de CE (Brito, 2017a; Lin, 2008). Pelo contrário, a volatilização de NH_3 e a precipitação de sais minerais conduzem à diminuição de CE (Bustamante, et al., 2008b; Gao et al., 2010; Lin, 2008). De igual modo, a transformação da matéria orgânica em substâncias húmicas, aumentando a CTC que retém os catiões, causa uma redução da CE, pois esta quantifica os sais solúveis e não adsorvidos (Barros et al., 2021).

A salinidade do composto final, quando é muito elevada, pode afetar negativamente as culturas (Sonneveld, 2000) pois a sua incorporação no solo pode aumentar a concentração de sais e reduzir a absorção de nutrientes, devido ao aumento da pressão osmótica (Brito, 2017a). Alguns autores referem que para efeitos agronómicos o composto final para aplicação ao solo deve ter uma CE inferior ao limite máximo de 3 dS m^{-1} (Cáceres et al., 2006; Soumaré et al., 2002). Abad et al. (2001) menciona que o valor máximo para incorporação do composto na formulação de substratos para germinação, propagação e transplantação de plantas é de $0,5 \text{ dS m}^{-1}$.

g) Capacidade de troca catiónica

A CTC refere-se à capacidade que o composto tem em reter os nutrientes de carga positiva no complexo de adsorção (Ketterings et al., 2007). A CTC permite avaliar o nível de maturação e o grau de humificação do composto final. À medida que o grau de maturação e a humificação progridem, a CTC aumenta. Um valor elevado de CTC significa que os nutrientes estão disponíveis por um período de tempo mais longo (Brito, 2017a). López et al. (2021) constataram que a CTC aumentou gradualmente com o tempo, durante o processo de compostagem e reportaram uma correlação negativa entre CTC e a razão C/N do composto.

h) Dimensão das partículas

A dimensão das partículas dos materiais utilizados nas pilhas de compostagem é essencial para o processo de compostagem, pois tem influência na microporosidade responsável pela retenção e disponibilidade de água e na macroporosidade responsável pela capacidade de armazenamento de ar. A decomposição ocorre na superfície do material orgânico, portanto, quanto menor a dimensão das partículas, maior é a sua superfície específica e, conseqüentemente, aumenta a superfície disponível para o ataque microbiano (Brito, 2017a; Ho et al., 2022). No entanto, quando o tamanho das partículas

é inferior a 1 cm, aumentam os riscos de compactação, pois diminui a movimentação de oxigénio nas pilhas de compostagem (Ho et al., 2022). Assim sendo, o tamanho ideal das partículas deve ser entre 1 e 8 cm, sendo os valores superiores aconselháveis nas pilhas estáticas ou com um número de revolvimentos reduzido (Brito, 2017a).

i) Dimensão das pilhas

A forma e dimensão das pilhas influencia o arejamento, a dissipação do calor nas pilhas e, conseqüentemente, a velocidade do processo de compostagem. O volume de 1,5 m × 1,5 m × 1,5 m pode ser considerado o mais conveniente para pilhas estáticas de diferentes materiais. Contudo, o volume depende do tipo de sistema de compostagem (industrial, agropecuária e doméstica), do equipamento utilizado e da temperatura ambiente. Nos locais muito frios as pilhas podem ter uma altura superior a 1,5 m, mas pilhas com 2,5 a 3,0 m podem atingir temperaturas demasiado elevadas e eliminar os microrganismos benéficos. Em acréscimo, as pilhas podem ficar demasiado compactadas diminuindo o arejamento no seu interior (Brito, 2017a).

1.4. O composto

1.4.1. Estabilização e maturação do composto

A estabilização do composto está relacionada com o grau de decomposição da MO. Os compostos mais facilmente biodegradáveis são degradados e os compostos mais recalcitrantes são parcialmente decompostos e humificados formando compostos estáveis. A maturação refere-se, também, à capacidade de o composto provocar imobilização de N do solo, quando o composto é incorporado no solo (por o C não se encontrar estabilizado) e à presença de compostos fitotóxicos, a qual, é frequentemente avaliada através da realização de testes de germinação em conjunto com a análise das características físico-químicas dos compostos. Um índice de germinação superior a 80% indica ausência de fitotoxicidade (Zucconi et al., 1981). Estes dois conceitos estão relacionados pois um composto com um elevado grau de estabilização normalmente não é fitotóxico (caso não possua excesso de metais pesados). A incorporação de um composto estabilizado ao solo apresenta vantagens agronómicas e ambientais, porque as perdas de nutrientes diminuem e a quantidade de MO sequestrada no solo aumenta. Deste modo, aumentam os níveis de C no solo e, conseqüentemente, diminui a emissão de CO₂

para a atmosfera, contribuindo para a diminuição do efeito de estufa (Bernal et al., 2009; Brito, 2017a; Haug, 1980).

Os parâmetros utilizados para a avaliação da maturação do composto são a temperatura, a razão C/N, a razão $N-NH_4^+/N-NO_3^-$, os teores de $N-NH_4^+$ e de $N-NO_3^-$, o valor da CTC e o índice de germinação, entre outros (Brito, 2017a; Larney & Hao, 2007). A temperatura é um indicador da maturação do composto, porque a temperatura é proporcional à atividade biológica, diminuindo progressivamente durante o período de maturação do composto até temperaturas próximas da temperatura ambiente (Brito, 2017a).

A razão C/N, geralmente, diminui durante o processo de compostagem, porque a libertação de C na forma de CO_2 é superior à perda relativa de N por volatilização e lixiviação. Os valores finais da razão C/N inferiores a 20 indicam, geralmente, que os compostos atingiram um grau de estabilidade elevado (Paradelo et al., 2013; Raj & Antil, 2011). No entanto, a razão C/N não é sempre um bom indicador de estabilidade, pois depende dos materiais iniciais. Por exemplo, quando os materiais usados na compostagem são ricos em N, a razão C/N final pode apresentar valores de composto maturado, ainda que o composto esteja mal maturado. Nestas circunstâncias, as perdas relativas de N podem até ser superiores às de C/N e a razão C/N pode aumentar durante a compostagem. Pelo contrário, quando os materiais usados na compostagem são resistentes à degradação, tais como a celulose, hemicelulose ou lenhina, o composto final pode estar maturado e apresentar uma razão C/N relativamente elevada, devido à disponibilidade reduzida de C orgânico para o processo de decomposição (Brito, 2017a).

Ao longo do período de arrefecimento e maturação, a concentração do NH_4^+ diminui, devido à transformação de NH_4^+ em NO_3^- durante o processo de nitrificação, diminuindo a razão $N-NH_4^+/N-NO_3^-$. A razão $N-NH_4^+/N-NO_3^-$ para compostos maturados deve apresentar valores inferiores a 1,0 (Larney & Hao, 2007). A CTC pode ser considerado um parâmetro para avaliação da maturação do composto porque aumenta à medida que o grau de humificação aumenta. Num composto maturado a CTC deve ser superior a $60\text{ cmol}_+ \text{ kg}^{-1}$ de composto (Harada et al., 1981).

1.4.2. Qualidade do composto

Os parâmetros principais para avaliar a qualidade do composto são o grau de maturação e estabilidade e as características químicas, tais como pH, CE, MO e os teores de metais

pesados. O Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho que estabelece regras relativas à colocação no mercado dos corretivos agrícolas indica que o teor máximo de humidade, expresso em percentagem em massa, permitido na matéria fertilizante é de 40%, o teor de MO na MS deve ser superior a 30% e o valor de pH deve situar-se entre 5,5 e 9. Além disso a quantidade de materiais inertes antropogénicos não deve ser superior a 0,5% e as pedras de diâmetro superior a 5 mm não devem ultrapassar 5% do peso total do composto. Este Decreto-Lei estabelece, também, os valores máximos admissíveis de metais pesados, e as recomendações para a higienização da matéria fertilizante. De acordo com este Decreto-Lei, nos sistemas de pilha revolvida em que se procede a revolvimentos periódicos da massa em compostagem, podendo ou não haver arejamento forçado, os resíduos devem estar submetidos durante, pelo menos, quatro semanas a condições de temperatura e humidade superiores a 55 °C e 40%, respetivamente, efetuando-se, no mínimo, três revolvimentos. Relativamente aos valores máximos admissíveis de microrganismos patogénicos, de sementes e de propágulos de infestantes, este Decreto-Lei refere que a *Salmonella* ssp deve estar ausente em 25 g de matéria fertilizante produzida, que o número de microrganismos de *Escherichia coli* deve ser < 1000 células/g de matéria fertilizante produzida e que o número de sementes e de propágulos de infestantes não pode ser superior a 3 unidades ativas/Litro (Decreto-Lei n.º 103/2015).

1.5. Efeito da incorporação do composto no solo

1.5.1. Importância da matéria orgânica

A MO do solo é resultante de resíduos vegetais e animais em vários estados de decomposição, microrganismos e macrofauna (Brito, 2017a). O teor de MO do solo é um fator determinante na qualidade da água e do ar, na biodiversidade do solo e na conservação dos ecossistemas. O teor de MO do solo é uma característica essencial na avaliação da qualidade do solo e um indicador fundamental da fertilidade e da produtividade do solo (Brito, 2017a; Santos, 2002). A incorporação de MO estável no solo contribui para modificar as características físicas, químicas e biológicas do solo. No que se refere às características físicas, entre outras, a incorporação do composto contribui para a diminuição da densidade aparente do solo incrementando o desenvolvimento radicular das plantas e a capacidade de infiltração e retenção de água no solo (Drinkwater et al., 1998; Mamman et al., 2007), diminuindo a lixiviação e reduzindo a erosão do solo

(Yun & Ro, 2009). No que diz respeito às características químicas, a incorporação de MO melhora a fertilidade e produtividade do solo, porque contribui para aumentar a CTC e o poder tampão do solo, e disponibiliza uma elevada quantidade de nutrientes para as culturas, reduzindo a necessidade de fertilizantes minerais (Makinde et al., 2009; Yilmaz & Alagöz, 2010; Yun & Ro, 2009). Em relação às características biológicas, a adição de MO aumenta a biomassa microbiana e, conseqüentemente, a atividade enzimática do solo contribuindo para incrementar a biodiversidade do solo. O aumento da biodiversidade de microrganismos do solo poderá reduzir o efeito das doenças devido a fenômenos de supressividade, designadamente de competitividade e antibiose, reduzindo a aplicação de fitofármacos (Reis, 2016).

Os compostos, geralmente, apresentam níveis relativamente baixos de nutrientes (10-30 g kg⁻¹ de N e menos de 10 g kg⁻¹ de P). Por esta razão, os agricultores por vezes aplicam elevadas doses de composto, de forma a responder às necessidades das culturas. A aplicação de doses excessivas de composto pode reduzir a qualidade do solo e inibir o crescimento das culturas, em particular, com composto de resíduos sólidos urbanos que acumulam metais pesados no solo, que podem ser absorvidos pelas culturas (Yun et al., 2006).

1.5.2. Mineralização da matéria orgânica

O teor de MO varia, normalmente, entre 1 e 6% da massa total de solo na camada arável (Santos, 2002; Varennes, 2003). A mineralização da MO consiste na oxidação da MO do solo com produção de energia que é utilizada pelos microrganismos. Durante este processo ocorre uma sequência de reações bioquímicas em que as enzimas são usadas como catalisadores, incluindo pelas reações responsáveis pela mineralização da MO (Varennes, 2003). Podemos considerar que durante este processo decorrem duas reações, a aminização, que consiste na hidrólise das proteínas, e a amonificação, que transforma os aminoácidos e as aminas, que resultam da hidrólise das proteínas, em sais amoniacais. Ambas as reações são realizadas por microrganismos heterotróficos (Brito, 2017a; Power & Prasad, 1997).

A mineralização da MO depende da biomassa do solo e, por isso, está estritamente relacionada com as características físicas, químicas e biológicas do solo e as condições climáticas do local (Liang et al., 2004; Van Kessel & Reeves, 2002). Estes fatores em conjunto com o tipo e a intensidade de mobilização do solo, conduzem a uma

decomposição mais ou menos lenta da MO no solo. A textura do solo influencia o equilíbrio entre a incorporação de MO e a sua mineralização. O solo argiloso com culturas permanentes tem capacidade para reter a MO, enquanto que num solo arenoso e com culturas anuais a capacidade de retenção da MO diminui, porque a mineralização aumenta em virtude de aumentar o arejamento, em comparação com o solo argiloso (Johnston et al., 2009). Deste modo, nos solos arenosos aumentam os riscos de lixiviação de N (Mengel, 1996). O clima mediterrânico não promove a retenção de teores elevados de MO, porque no inverno a temperatura diminui o potencial de produção de biomassa, e porque a temperatura média anual elevada, particularmente na primavera e no verão, aumenta a taxa de mineralização da MO do solo (Carvalho, 2019). Por isso, é necessário nestas condições aplicar corretivos orgânicos ao solo, designadamente compostados, para não diminuir o teor de MO do solo.

O azoto é o elemento limitante no crescimento das plantas porque as plantas necessitam dele em grandes quantidades. Por outro lado, o N perde-se facilmente por lixiviação na forma de ião NO_3^- , por volatilização na forma de NH_3 e por desnitrificação na forma N_2O . Por estas razões, é muito importante que a mineralização do N orgânico no solo ocorra quando o solo está coberto de plantas capazes de o absorver (Brito, 2017a).

O azoto encontra-se no solo nas formas orgânica e mineral. O N na forma orgânica representa, normalmente, 1 a 5% da MO do solo, mas as plantas só conseguem absorver o N nas formas minerais de NH_4^+ e NO_3^- , após o N orgânico sofrer a mineralização (Brito, 2017a). Além da mineralização, ocorre no solo o fenómeno da imobilização através do qual o N mineral do solo pode ser incorporado nos microrganismos do solo, e assim tornar-se temporariamente indisponível para as plantas, por exemplo, após a incorporação de um composto fresco ou um composto com uma elevada razão C disponível / N disponível. Se o N for insuficiente para a decomposição do C do composto, os microrganismos imobilizam o N do solo para decompor o C do composto. Os microrganismos ao imobilizar o N, conservam-no, e posteriormente libertam-no de forma gradual para as culturas (Cordovil, 2004).

A mineralização e a imobilização ocorrem em simultâneo no solo e ambos os processos garantem a multiplicação, crescimento e manutenção da biomassa microbiana do solo. O conhecimento destes processos é importante para sincronizar a disponibilidade de nutrientes com as necessidades das culturas, ou seja, a mineralização de N deve coincidir com a fase de rápido crescimento das culturas, quando estas absorvem a maior quantidade

de nutrientes. Deste modo, o N mineral não fica no solo sujeito a perdas por lixiviação, volatilização ou desnitrificação. As técnicas disponíveis para coincidir a libertação de N com as necessidades das culturas estão relacionadas com o nível de maturação do composto, a razão C/N do composto, o momento de incorporação e as práticas culturais tais como a mobilização do solo e a rotação de culturas (Brito, 2017a).

1.5.3. Ensaios de eficácia agronómica do composto

O Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho estabelece que o composto deve ser objeto de ensaios de eficácia que comprovem a sua segurança, eficácia agronómica e adequação aos solos nacionais. Os ensaios de eficácia revestem a forma de ensaios de campo ou de ensaios em vaso, sendo apenas obrigatória a realização de ensaios de campo quando esteja em causa um pedido de inclusão de novo tipo. A realização de ensaios de eficácia tem de ser comunicada previamente ao Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária, I. P. (INIAV, I. P.), devendo ser seguidas as orientações gerais (métodos de ensaio, delineamento, condução, análise e apresentação de resultados) para a sua realização, que são exigidas pelo INIAV (INIAV, 2016). Os ensaios de eficácia podem ser realizados com diferentes culturas, revestindo-se a cultura da alface de interesse, pelo seu rápido crescimento e suscetibilidade à salinidade e a outros efeitos fitotóxicos. Os ensaios de eficácia a efetuar aos corretivos orgânicos, devem analisar os seguintes parâmetros (INIAV, 2016):

- i. Agronómicos: humidade, MO, C total, pH, CE, N total, P total, K total, cálcio total, magnésio total, boro total, razão carbono total / azoto total;
- ii. Metais pesados: cádmio, crómio, cobre, níquel, chumbo, mercúrio e zinco totais;
- iii. Microbiológicos: *Salmonella* spp. e *Escherichia coli*;
- iv. Grau de maturação (teste de autoaquecimento) e fitotoxicidade;
- v. Materiais inertes antropogénicos e pedras;
- vi. Sementes e propágulos de infestantes.

1.6. Cultura da alface

1.6.1. Características culturais

A alface (*Lactuca sativa* L.) é uma planta hortícola folhosa que pertence ao género *Lactuca* e à família das Asteráceas (DGPC, 2006). A alface é uma cultura herbácea anual, o seu ciclo vegetativo inclui a germinação, a formação da roseta de folhas, a formação do repolho, o espigamento e a floração. Quando destinada ao consumo, o ciclo cultural termina na formação do repolho. Este período em estufa tem a duração de aproximadamente 6 a 8 semanas no período primavera-verão e 10 a 12 semanas no período outono-inverno, sendo ainda inferior em experiências com alfaces em vaso (Almeida, 2006).

A alface possui um sistema radicular fasciculado, pouco desenvolvido e relativamente superficial. As folhas da alface são ricas em fibra, vitaminas (A, B2, B3, B6, tiamina e ácido ascórbico) e minerais, tais como potássio, fósforo, cálcio, magnésio e ferro (Almeida, 2006). A alface é uma planta sensível à geada, mas tolera uma luminosidade baixa. Cresce em condições ideais com mais de 10 horas diárias de radiação visível, temperaturas diurnas entre os 15 e 20 °C e noturnas entre os 8 e 12 °C. Em climas muito quentes (>24 °C), a alface perde qualidade, endurece, torna-se amarga e o repolho perde a firmeza (Almeida, 2006; DGPC, 2006). Em climas demasiado frios e húmidos, a alface desenvolve-se lentamente. Nas condições climatéricas do Entre Douro e Minho a alface é cultivada durante todo o ano, em estufa de preferência de setembro a abril e ao ar livre, de março a setembro (DGPC, 2006).

1.6.2. Fertilização da alface

A cultura da alface adapta-se a diversos tipos de solo. Contudo, tem preferência por solos frescos e bem drenados, com 40 a 50 cm de profundidade, de textura franco-arenosa, ricos em MO, com pH entre 6,5 e 7,5 e CE inferior a 1,3 dS m⁻¹. A alface é uma planta sensível à acidez do solo (Maynard & Hochmuth, 1981) e pouco exigente em nutrientes, porém, necessita que os nutrientes estejam facilmente disponíveis no solo, devido ao fraco desenvolvimento das raízes. Uma vez que a cultura é pouco exigente em N, este nutriente pode ser fornecido através da mineralização da MO do solo (Almeida, 2006). No entanto, é importante determinar a quantidade de MO e o tipo de composto a incorporar no solo para fornecer os nutrientes em quantidades requeridas pela alface e, por outro lado, evitar

o excesso de nitratos nas folhas e perdas de N por lixiviação de nitratos ou volatilização de amoníaco (Manojlovic et al., 2010).

Numa experiência de vasos com a aplicação de composto de resíduos vinícolas (lamas de águas residuais de lavagem e engaço de uva numa mistura de 2:1 (lamas: engaço de uva), o peso fresco da alface aumentou 13% em comparação com o tratamento controlo sem aplicação de fertilizantes. A acumulação de N, P e K também aumentou com a incorporação do composto em comparação com o tratamento controlo (Pinto et al., 2021). Já com um composto derivado de resíduos orgânicos domésticos o peso fresco da alface aumentou 63% com a aplicação de composto em comparação com o controlo (Brito et al., 2014). A alface é uma planta que reflete, assim, o potencial agronómico dos compostos após a sua incorporação ao solo, num período de tempo curto, tornando-se ideal para a realização de testes de eficácia, para avaliação dos compostos que se pretendem utilizar como corretivos orgânicos do solo.

1.7. Objetivos do trabalho

O objetivo deste trabalho consistiu na avaliação do processo de compostagem de engaço e bagaço (películas e grainhas) sem revolvimento e com vários revolvimentos, no sentido de obter um composto de qualidade com o mínimo de intervenção, e em avaliar a qualidade dos compostos, incluindo o seu efeito na germinação de sementes de culturas hortícolas e no crescimento da alface em vasos.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Experiência de compostagem

A experiência de compostagem foi realizada na Região dos Vinhos Verdes, na quinta da Torre localizada no concelho de Monção, a 42°01'07.0" N, 8°29'30.0" O. Os materiais utilizados na compostagem foram o engaço e as películas e grainhas de uva resultantes do processo de vinificação de vinho verde branco. O engaço obtido com o auxílio de um desengaçador à entrada da adega, e as películas e as grainhas obtidas após prensagem das uvas, foram recolhidos no mesmo contentor (figura 2.1). O material foi transportado para o local de compostagem e seguidamente procedeu-se ao revolvimento com o auxílio de uma escavadeira hidráulica com braço oscilante de modo a promover a mistura o mais homogénea possível dos materiais antes de proceder à realização das pilhas de compostagem. Posteriormente, foram construídas três pilhas ao ar livre com aproximadamente 2 m de largura, 1,6 m de altura e 8 m de comprimento com o auxílio do mesmo equipamento. As pilhas foram cobertas com uma manta de polipropileno TenCate Toptex ® (GEOSIN) para evitar a infiltração da água das chuvas e simultaneamente permitir as trocas gasosas (figura 2.2). O processo de compostagem teve início no dia 8 de outubro de 2021 e teve a duração de 140 dias.

Os tratamentos experimentais incluíram: uma pilha estática sem revolvimentos (PR0) e duas pilhas sujeitas a 3 e 6 revolvimentos (PR3 e PR6), respetivamente. As pilhas PR3 e PR6 foram revolvidas após 7, 28 e 56 dias e após 7, 14, 28, 42, 56 e 84 dias de compostagem, respetivamente, com o auxílio de uma escavadeira hidráulica de braço oscilante. A cobertura foi removida 56 dias após o início do processo de compostagem para permitir a infiltração da água da chuva e conseqüentemente o aumento do teor de humidade nas pilhas.

a)



b)



Figura 2.1. (a) Transporte do engaço após o desengaçamento, (b) recolha do engaço com as películas e as grainhas no mesmo contentor.

(a)



(b)



Figura 2.2. (a) Construção das pilhas de compostagem e (b) cobertura das pilhas.

2.1.1. Medição da temperatura e colheita das amostras

a) Medição de temperatura

A temperatura do ar do ambiente, exterior às pilhas de compostagem, foi medida automaticamente com um termístor colocado por baixo de uma placa refletora branca a 80 cm de altura. As temperaturas das pilhas de compostagem foram monitorizadas com termístores colocados no núcleo de três partes diferentes de cada pilha. As temperaturas

foram registadas hora a hora, através de um Data Logger DL2 do Delta Devices, sendo posteriormente calculadas as respetivas temperaturas médias diárias.

b) Colheita de amostras

Colheram-se 4 amostras de cada pilha para a realização de análises físico-químicas aos 0, 7, 14, 28, 42, 56, 84 e 140 dias após o início da compostagem. Para a colheita de cada amostra foram recolhidas aproximadamente 10 porções de material aleatoriamente a várias profundidades das pilhas de compostagem (figura 2.3).



Figura 2.3. Amostras dos compostos finais das pilhas: (a) estática; (b) com 3 revolvimentos; e (c) com 6 revolvimentos após 140 dias de compostagem.

2.1.2. Análises laboratoriais

As análises efetuadas ao composto foram realizadas no laboratório de solos da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Castelo (ESA-IPVC). As análises físicas compreenderam o teor de humidade e os materiais inertes antropogénicos existentes. As análises químicas incluíram a determinação de pH, CE, teor de MO e teores de N mineral, N total, P e K totais. As análises biológicas incluíram testes de germinação, a determinação da presença de *Salmonella* spp. e *Escherichia* spp., e a quantificação de sementes e propágulos de infestantes de acordo com o Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de Junho.

a) Teor de humidade

As amostras foram secas a 65 °C até se obter um peso constante, para determinação do teor de humidade. Posteriormente foram moídas com um moinho ZM 200 (Retsch) de motor com um crivo de 2 mm para a determinação dos teores de MO, N, P e K.

b) pH

O pH (H₂O) foi determinado em amostras frescas por extração em água destilada na proporção de 1 volume de amostra para 5 volumes de água, e a leitura foi feita com um potenciómetro para pH (Multi-parameter analysers C3020, Consort, Bélgica).

c) CE

A condutividade elétrica foi determinada em amostras frescas por extração, em água destilada na proporção de 1 volume de amostra para 5 volumes de água. A solução foi filtrada com o filtro VWR 413 e posteriormente medida com o potenciómetro (Multi-parameter analysers C3020, Consort, Bélgica).

d) N mineral

O N mineral foi extraído de amostras frescas com uma solução de 1 M KCl 1:5 e os teores de N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ foram determinados por espectrofotometria de absorção molecular com um analisador de fluxo segmentado (SanPlus System, Skalar, Breda, Holanda).

e) Teor de matéria orgânica

A determinação do teor de MO foi realizada através do método de calcinação. Os cadinhos foram calcinados a 550 °C durante 30 minutos na mufla (Nabertherm, Alemanha) e depois foram colocados no exsiccador até a temperatura ser aproximadamente igual à temperatura ambiente. Seguidamente, pesaram-se os cadinhos e aproximadamente 5 g de amostra com uma balança de precisão de 0,001 mg. Os cadinhos foram colocados em estufa (WTC Binder) a 105 °C durante 4 horas, removendo a humidade na totalidade. Posteriormente, as amostras foram incineradas a 550 °C durante 6 horas no forno mufla. Após o arrefecimento num exsiccador, os cadinhos com as cinzas foram novamente pesados e determinou-se a MO por diferença entre o peso da amostra seca e o peso das cinzas. O teor de C foi calculado dividindo-se o teor de MO por um fator de 1,8 (Decreto-Lei 103/2015).

f) N total

O teor de N total foi determinado pelo método Kjeldahl. Pesaram-se aproximadamente 0,5 g de amostra nos tubos para digestão Kjeldahl e registaram-se os pesos exatos das amostras para posterior cálculo. De seguida, adicionou-se uma pastilha catalisadora e com o auxílio de um doseador, acrescentou-se 15 ml de ácido sulfúrico. Os tubos foram colocados numa placa de digestão (DK 20, VELP Scientifica) programada para 135 °C durante 90 minutos, 155 °C durante 90 minutos, 220 °C durante 60 minutos e 400 °C durante 40 minutos. Após a finalização e arrefecimento dos digeridos, os tubos de digestão Kjeldahl foram colocados no destilador (UDK 139, VELP Scientifica) juntamente com um vaso Erlenmeyer contendo 20 ml de ácido bórico a 4% e 3 gotas de indicador vegetal. Após a destilação, foi realizada a titulação com ácido clorídrico 0,1M (Titroline 5000, SI Analytics), e determinado o teor de N (%) através da fórmula:

$$\text{Teor de N (\%)} = \frac{(v_2 - v_1) \times 0,0014 \times 100}{m}$$

v1 = volume da solução ácido clorídrico gasto no ensaio em branco;

v2 = volume da solução ácido clorídrico gasto no ensaio com a amostra;

m = massa em g, da amostra.

g) P total

Pesaram-se aproximadamente 0,2 g de amostra nos tubos de Nessler e registaram-se os pesos exatos das amostras para posterior cálculo de teor de P total. Seguidamente, adicionaram-se 4 ml de ácido sulfúrico e 3 ml de peróxido de hidrogénio de forma gradual. Os tubos de Nessler foram colocados numa placa de digestão (DK, VELP Scientifica) programada para 120 °C durante 60 minutos e 320 °C durante 180 minutos. Após o arrefecimento, o volume dos digeridos foi nivelado a 50 ml com água desionizada e submetidos a um período de digestão à temperatura de 90 °C durante 60 minutos. Após o arrefecimento, o volume dos digeridos foi nivelado a 50 ml e os digeridos foram filtrados com o filtro VWR 413, para frascos de polietileno. O teor de P total foi determinado no espectrofotómetro de ultra violeta (UV visible spectrophotometer, Thermo Scientific).

h) K total

Pesaram-se aproximadamente 0,2 g de amostra nos tubos de ensaio e registaram-se os pesos exatos das amostras para posterior cálculo de K. De seguida, com o auxílio de uma pipeta adicionaram-se 6 ml de ácido nítrico a 65% e colocaram-se os tubos de ensaio numa placa de digestão (DK, VELP Scientifica) programada para 50 °C durante 30 minutos, 80 °C durante 30 minutos, 150 °C durante 30 minutos e 165 °C durante 30 minutos. Posteriormente, com o auxílio de uma pipeta, adicionaram-se 4 ml de ácido perclórico a 60% e programou-se a placa para 165 °C durante 30 minutos, 180 °C durante 60 minutos, 190 °C durante 60 minutos e 200 °C durante 30 minutos. Após o arrefecimento dos digeridos, adicionaram-se 10 ml de água desionizada e estes foram sujeitos a outro período de digestão à temperatura de 90 °C durante 60 minutos. Após arrefecimento, os digeridos foram filtrados com o filtro VWR 413 para frascos de polietileno. O teor total de K foi determinado por espectrofotometria de emissão de chama (Analyst 200 Atomic Absorption Spectrometer, Perkin Elmer).

i) Teste de germinação

O teste de germinação foi realizado com extratos dos compostos em água (1:10, p/v), preparados através da agitação mecânica dos resíduos orgânicos utilizando um agitador rotativo a 200 rpm, durante 3 horas, e a filtração, através de papel de filtro VWR 413 dos extratos obtidos após agitação. Os extratos dos compostos foram pipetados (5 mm³) para papéis de filtro colocados em placas de Petri (9 mm de diâmetro). Utilizaram-se 50 sementes de agrião (*Lepidium sativum*) e de rabanete (*Raphanus sativus*) para cada extrato. As sementes foram incubadas a 25 °C durante 96 horas no escuro. O índice de germinação foi calculado multiplicando a taxa relativa de germinação das sementes (%) pelo crescimento relativo das raízes (%) (Zucconi et al., 1981).

2.2. Ensaio de vasos

2.2.1. Ensaio experimentais

Realizaram-se três ensaios de vasos com os compostos 0C, 3C e 6C resultantes das pilhas PR0, PR3 e PR6 do ensaio de compostagem de engaço com películas e grainhas de uva, com diferentes tempos de compostagem e maturação.

O primeiro ensaio de vasos (EV130) foi realizado com os compostos ao fim de 130 dias de compostagem, sendo o peso do composto incorporado nos vasos baseado no peso fresco. Contudo, o teor de humidade nas três pilhas foi diferente, sendo maior na pilha estática em comparação com as pilhas com revolvimentos. Por este motivo foram realizados mais dois ensaios de vasos com o composto ao fim de 140 dias e 260 dias de compostagem (EV140 e EV260, respetivamente), em que o peso fresco do composto incorporado nos vasos foi baseado na matéria seca do composto.

Os ensaios de vasos com alface (*Lactuca sativa* L.) foram realizados numa estufa não climatizada localizada na ESA-IPVC. Em cada vaso colocaram-se 8 kg de solo recolhido entre 0 e 20 cm de profundidade numa parcela da exploração agrícola da ESA-IPVC. Os fertilizantes foram cuidadosamente misturados com o solo (figura 2.4). Posteriormente, os vasos foram distribuídos na bancada aleatoriamente em blocos casualizados. A rega foi realizada de modo a impedir que a falta de água fosse um fator limitante do crescimento das alfaces e as infestantes foram retiradas de modo a evitar a competição com as alfaces.

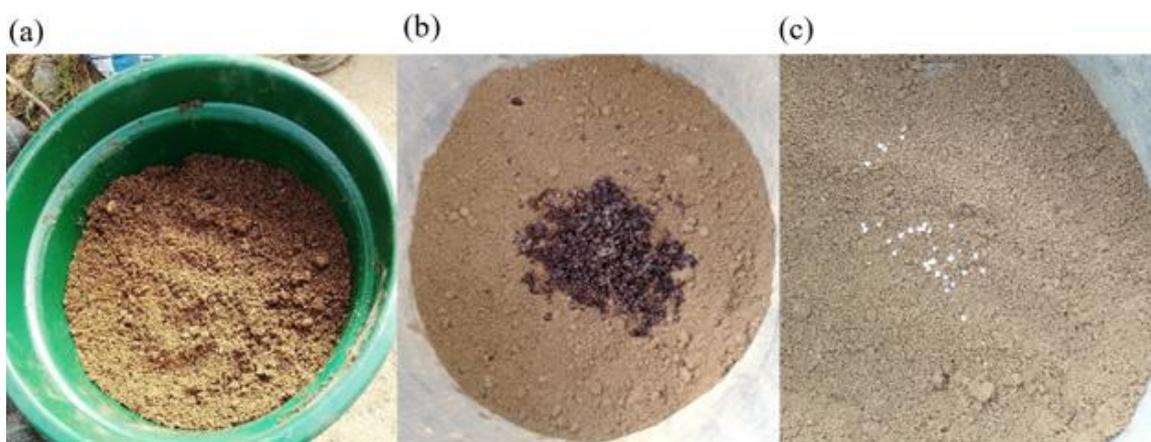


Figura 2.4. Preparação dos vasos antes da plantação: (a) colocação do solo; (b) aplicação do composto; e (c) aplicação do adubo mineral azotado.

2.2.2. Delineamento experimental

a) Ensaio de vasos EV130

No ensaio de vasos EV130, a alface (*Lactuca sativa* L. var. Madie) foi transplantada no dia 15 de fevereiro de 2022 e a colheita foi realizada 30 dias após a transplantação (figura 2.5). Este ensaio, tal como os restantes ensaios, foi conduzido com um delineamento experimental de blocos casualizados, e incluiu 5 repetições e 11 tratamentos: um tratamento controlo sem aplicação de qualquer fertilizante (C); um tratamento com adubo mineral azotado (20,5% N) aplicado na dose de 50 kg ha⁻¹ N (AA); e nove tratamentos resultantes da combinação fatorial dos três compostos com as doses equivalente a 10, 20 e 40 t ha⁻¹ de matéria fresca (0C10, 0C20, 0C40, 3C10, 3C20, 3C40, 6C10, 6C20 e 6C40). Os compostos foram aplicados ao solo considerando uma densidade de 100 000 plantas ha⁻¹. As características químicas do solo e dos compostos encontram-se no Quadro 2.1.

(a)



(b)



Figura 2.5. Primeiro ensaio de vasos (EV130): (a) alface após a transplantação; e (b) antes da colheita.

Quadro 2.1. Características químicas do solo e dos compostos (0C, 3C e 6C) resultantes da pilha estática (PR0), e das pilhas com 3 revolvimentos (PR3) e com 6 revolvimentos (PR6), respetivamente, após 130 dias de compostagem (média \pm desvio padrão).

	Unidade	Solo	0C	3C	6C
MS	(%)	-	36,8 \pm 1,9	52,7 \pm 2,5	64,4 \pm 2,6
pH		5,5 \pm 0,1	7,1 \pm 0,02	7,5 \pm 0,01	7,5 \pm 0,03
CE	(dS m ⁻¹)	0,04 \pm 0,004	1,7 \pm 0,1	1,0 \pm 0,1	1,2 \pm 0,1
MO	(g kg ⁻¹)	20 \pm 2	837 \pm 7,7	851 \pm 17,4	854 \pm 33,6
N	(g kg ⁻¹)	-	21,3 \pm 0,8	22,4 \pm 1,2	20,8 \pm 0,9
C	(g kg ⁻¹)	-	465 \pm 4,3	473 \pm 9,7	475 \pm 18,7
C/N		-	22 \pm 0,7	21 \pm 0,8	23 \pm 1,7
P	(g kg ⁻¹)	-	3,9 \pm 0,1	3,2 \pm 0,2	3,2 \pm 0,2
K	(g kg ⁻¹)	-	24,5 \pm 5,0	20,9 \pm 1,5	24,9 \pm 4,0
*P ₂ O ₅	(mg kg ⁻¹)	102 \pm 27	-	-	-
*K ₂ O	(mg kg ⁻¹)	267 \pm 24	-	-	-

Os teores de MO, C, N, P e K dos compostos (0C, 3C e 6C) referem-se à matéria seca.

*Método de Egnér-Riehm

b) Ensaio de vasos EV140

A transplantação da alface (*Lactuca sativa* L. var. Madie) do ensaio de vasos EV140 realizou-se no dia 03 de março de 2022 e a colheita a 14 de abril de 2022, 42 dias após a transplantação (figura 2.6). Este ensaio incluiu 4 repetições e 11 tratamentos: um tratamento controlo sem aplicação de fertilizante (C); um com adubo mineral azotado (20,5% N) aplicado na dose de 50 kg ha⁻¹ N (AA); e os restantes com os três compostos, aplicados ao solo na proporção equivalente às doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ de matéria seca (0C5, 0C10, 0C20, 3C5, 3C10, 3C20, 6C5, 6C10 e 6C20). As características químicas do solo e dos compostos encontram-se no Quadro 2.2.

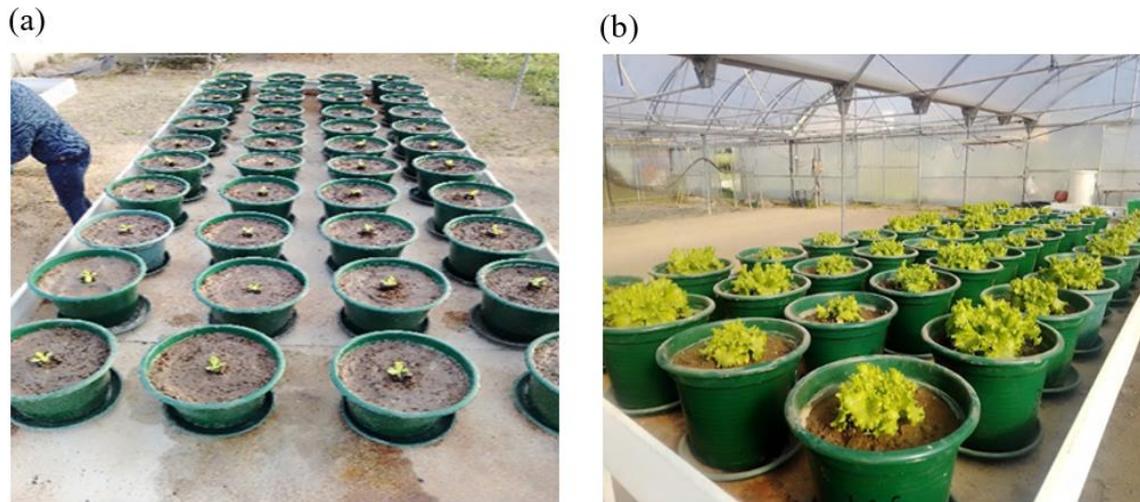


Figura 2.6. Segundo ensaio de vasos (EV140): (a) alface após a transplantação; e (b) antes da colheita.

Quadro 2.2. Características químicas do solo e dos compostos (0C, 3C e 6C) resultantes da pilha estática (PR0), e das pilhas com 3 revolvimentos (PR3) e com 6 revolvimentos (PR6), respetivamente, após 140 dias de compostagem (média \pm desvio padrão).

	Unidade	Solo	0C	3C	6C
MS	(%)	-	43,3 \pm 0,03	57,8 \pm 0,03	59,2 \pm 0,1
pH		5 \pm 0,1	7,7 \pm 0,1	7,8 \pm 0,1	8,1 \pm 0,1
CE	(dS m ⁻¹)	0,04 \pm 0,004	1,6 \pm 2,6	1,6 \pm 2,9	1,4 \pm 2,2
MO	(g kg ⁻¹)	23 \pm 2	860 \pm 26,0	884 \pm 28,8	869 \pm 22,4
N	(g kg ⁻¹)	-	22,8 \pm 1,5	21,7 \pm 0,9	21,7 \pm 0,7
C	(g kg ⁻¹)	-	478 \pm 14,4	491 \pm 16,0	483 \pm 12,5
C/N		-	21 \pm 1,2	23 \pm 0,3	22 \pm 1,2
P	(g kg ⁻¹)	-	4,3 \pm 0,4	3,5 \pm 0,2	3,5 \pm 0,1
K	(g kg ⁻¹)	-	20,5 \pm 5,5	19,4 \pm 2,6	25,8 \pm 5,6
*P ₂ O ₅	(mg kg ⁻¹)	123 \pm 17	-	-	-
*K ₂ O	(mg kg ⁻¹)	229 \pm 16	-	-	-
N-NH ₄ ⁺	(g kg ⁻¹)	-	36,4 \pm 7,9	161,6 \pm 17,7	131,3 \pm 9,4
N-NO ₃ ⁻	(g kg ⁻¹)	-	103,8 \pm 10,2	55,6 \pm 11	42,3 \pm 1,2

Os teores de MO, C, N, P e K dos compostos (0C, 3C e 6C) referem-se à matéria seca.

*Método de Egnér-Riehm

c) Ensaio de vasos EV260

No ensaio de vasos EV260 a alface (*Lactuca sativa* L. var. Pantion) foi transplantada no dia 13 de junho de 2022 e a colheita foi efetuada a 12 de julho de 2022 (Figura 2.7). Este

ensaio, de blocos casualizados, incluiu as 4 repetições e os 11 tratamentos descritos no ensaio de vasos EV140. As características químicas do solo e dos compostos encontram-se no Quadro 2.3.

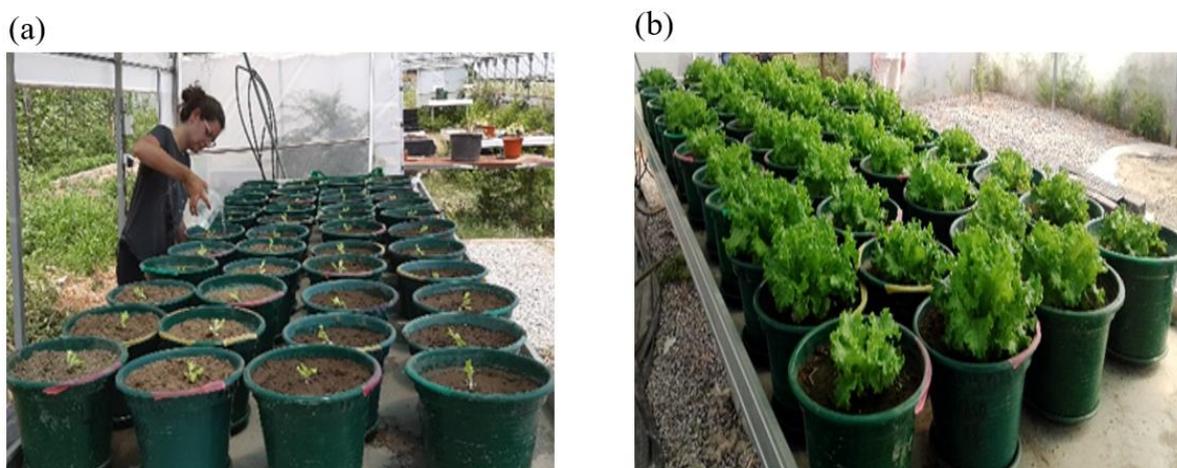


Figura 2.7. Terceiro ensaio de vasos (EV260): (a) alface após a transplantação; e (b) antes da colheita.

Quadro 2.3. Características químicas do solo e dos compostos (0C, 3C e 6C) resultantes da pilha estática (PR0), e das pilhas com 3 revolvimentos (PR3) e com 6 revolvimentos (PR6), respetivamente, após 260 dias de compostagem (média \pm desvio padrão).

	Unidade	Solo	0C	3C	6C
MS	(%)	-	37,6 \pm 0,7	44,5 \pm 7,8	48,4 \pm 7
pH		5,5 \pm 0,1	7,4 \pm 0,03	7,2 \pm 0,02	7,3 \pm 0,04
CE	(dS m ⁻¹)	0,23 \pm 0,004	0,5 \pm 0,1	0,7 \pm 0,1	0,9 \pm 0,1
MO	(g kg ⁻¹)	33 \pm 2	890 \pm 22	883 \pm 10	909 \pm 19
N	(g kg ⁻¹)	-	20,9 \pm 1,5	20,9 \pm 0,5	20,9 \pm 0,5
C	(g kg ⁻¹)	-	495 \pm 12,1	491 \pm 5,5	505 \pm 10,3
C/N		-	24 \pm 1,2	24 \pm 0,7	24 \pm 0,9
P	(g kg ⁻¹)	-	1,7 \pm 0,2	2,6 \pm 0,4	2,2 \pm 0,3
K	(g kg ⁻¹)	-	26,7 \pm 5,0	25,3 \pm 6,9	23,6 \pm 4,5
*P ₂ O ₅	(mg kg ⁻¹)	245 \pm 12	-	-	-
*K ₂ O	(mg kg ⁻¹)	360 \pm 10	-	-	-
N-NH ₄ ⁺	(mg kg ⁻¹)	-	8,2 \pm 1,4	14,9 \pm 2	36,7 \pm 10,9
N-NO ₃ ⁻	(mg kg ⁻¹)	-	6,5 \pm 1,3	22,9 \pm 2,7	16,2 \pm 2,4

Os teores de MO, C, N, P e K dos compostos (0C, 3C e 6C) referem-se à matéria seca.

* Método de Egnér-Riehm

2.2.3. Métodos analíticos

Solo

a) Colheita de solo

Colheram-se 4 amostras de solo, com aproximadamente 500 g cada. Para a colheita de cada amostra foram recolhidas aproximadamente 10 porções de solo aleatoriamente, a uma profundidade de 0-20 cm.

b) Análises laboratoriais do solo

As análises foram efetuadas no laboratório de solos da ESA-IPVC. As análises químicas realizadas incluíram a determinação de pH, CE, teor de MO e teores P_2O_5 e K_2O .

c) pH

O pH (H_2O) foi determinado em amostras frescas por extração em água destilada na proporção de 10 g de amostra para 25 mL de água ultra pura, e a sua leitura foi feita sobre a suspensão com um potenciómetro e um eléctrodo combinado para pH após estabilizar durante 2 horas (Multi-parameter Analyser C3020, Consort).

d) CE

A CE do extrato de solo foi determinada em amostras frescas por extração em água destilada na proporção de 1 volume de amostra para 5 volumes de água. A CE foi medida utilizando um condutivímetro (Multi-parameter Analyser C3020, Consort) depois de filtrar com filtro VWR nº 413.

e) Teor de MO

O teor de MO do solo foi determinado recorrendo ao método Tinsley, através da oxidação da MO por digestão com o dicromato de sódio. O valor de dicromato de sódio gasto na oxidação do carbono orgânico na titulação com sal de Mohr e multiplicando pelo fator de conversão do agente oxidante, obteve-se o teor de C da amostra. O teor de MO, foi obtida aplicando a fórmula seguinte:

$$MO = C \times 1,724 \text{ (fator de "Van Bemmelen")}$$

f) Teores de P_2O_5 e K_2O

O fósforo foi determinado recorrendo ao método de Egnér-Riehm quantificado por colorimetria (espectrofotometria UV VIS), extraindo o fósforo com uma solução de lactato de amónio e ácido acético tamponizada a pH compreendido entre 3,65 e 3,75. Para a determinação do potássio, recorreu-se ao método de Egnér-Riehm quantificado por fotometria de chama, extraindo o K^+ com uma solução de lactato de amónio e ácido acético tamponizada a pH compreendido entre 3,65 e 3,75.

Alfaces

a) Colheita das alfaces

As alfaces foram colhidas, colocadas em sacos de papel devidamente identificados e pesadas para determinação de peso fresco.

b) Análise das alfaces

As alfaces foram colocadas numa estufa a 65 °C até se obter um peso constante para determinação do peso seco. As amostras secas foram moídas com um moinho ultra centrífugo ZM 200 (Retsch) e posteriormente utilizadas para determinação do N, P e K totais. Os métodos utilizados nas análises para determinação do teor de N, P e K totais das alfaces foram idênticos aos descritos para análise dos compostos.

2.2.4. Análise estatística

A análise estatística, para comparar as médias de produção e dos teores de nutrientes das alfaces, foi realizada através de análise de variância (ANOVA), e quando existiam diferenças entre tratamentos, as mesmas foram comparadas com base na menor diferença significativa entre médias ($P < 0,05$), recorrendo-se ao programa IBM SPSS Statistics, versão 22.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Compostagem

3.1.2. Temperatura

A evolução da temperatura, ao longo do processo de compostagem, da pilha estática, das pilhas com revolvimentos e do ambiente exterior, está representada na figura 3.1. Nas pilhas com revolvimento, verificou-se que as temperaturas máximas foram superiores em comparação com a pilha estática. As pilhas PR3 e PR6 alcançaram a temperatura máxima de 70,5 °C e 71,8 °C, respectivamente, aos 28 dias após o início de compostagem. A temperatura máxima na pilha PR3 ocorreu após o segundo revolvimento e na pilha PR6 após o terceiro revolvimento. A temperatura máxima alcançada na PR0 foi apenas de 62,2 °C 24 dias após início de compostagem. As temperaturas obtidas foram semelhantes aos resultados publicados anteriormente com resíduos vinícolas (Bertran et al., 2004; Bustamante et al., 2008a; Carmona et al., 2012). A diminuição de temperatura nos dias 7, 28 e 56 na PR3 e nos dias 7, 14, 28, 42 e 56 na PR6 ocorreu devido ao arrefecimento provocado pelos revolvimentos (Brito et al., 2010).

As temperaturas termófilas (> 50 °C) permaneceram nas três pilhas por um período de aproximadamente 50 dias durante o processo de compostagem, indicando elevadas taxas de atividade microbiana. A temperatura superior a 55 °C durante pelo menos 28 dias e 3 revolvimentos nas pilhas PR3 e PR6 indica que se cumpriram os requisitos sanitários nestas pilhas (Decreto-Lei 103/2015). Depois da fase termófila, as temperaturas diminuíram gradualmente até aos 140 dias após o início da compostagem, ficando próximas da temperatura ambiente, indicando um elevado grau de estabilização da MO no final do processo de compostagem (Brito et al., 2008; Brito et al., 2013b; Bustamante et al., 2008a).

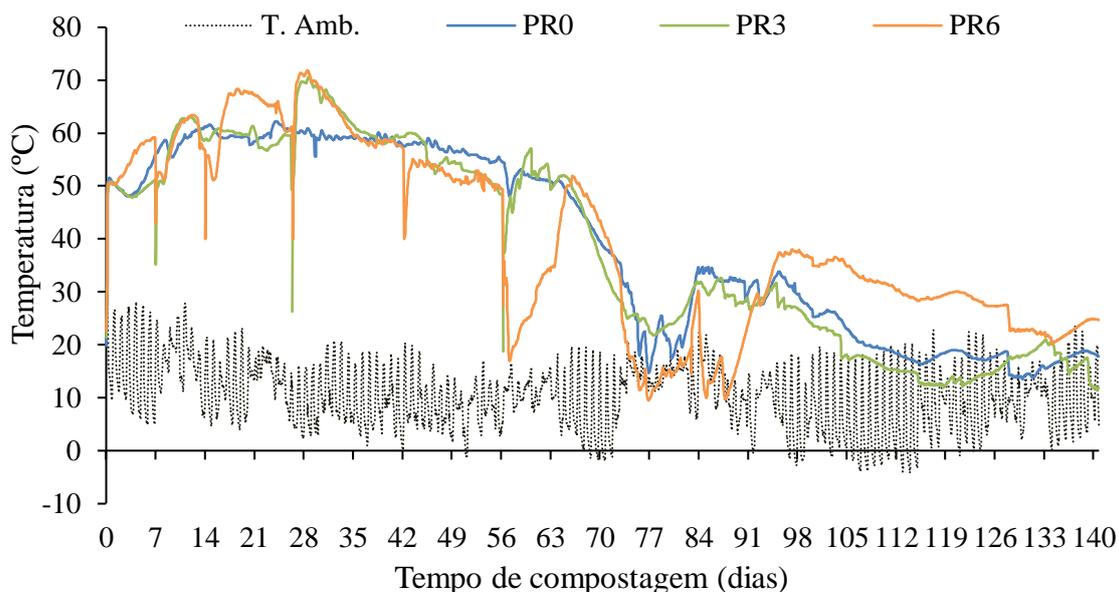


Figura 3.1. Temperatura ambiente (T. Amb.) durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha estática (PR0), e nas pilhas com 3 revolvimentos (PR3) e com 6 revolvimentos (PR6).

3.1.2. Teor de humidade

O teor de humidade inicial foi 62% nas três pilhas (figura 3.2). Durante a compostagem o teor de humidade na pilha estática oscilou entre os 49% e 62%, situando-se aproximadamente entre os valores de 50% e 60% considerados ideais para uma adequada atividade microbiana e uma elevada taxa de degradação da MO (Bernal et al., 2009). Pelo contrário, nas pilhas PR3 e PR6 o teor de humidade diminuiu para valores inferiores a 50% aos 42 dias após início da compostagem, permanecendo entre os 42% e 48%, e 33% e 45%, respetivamente, até ao final do período de compostagem devido ao aumento da evaporação de água nas pilhas que sofreram revolvimento em comparação com a pilha estática (Bernal et al., 2009). Portanto, é recomendável a realização de pilhas estáticas neste tipo de material, pois reduz os custos e a complexidade do processo de compostagem.

3.1.3. pH e condutividade elétrica

O pH foi geralmente ácido durante os primeiros 28 dias (entre 4 e 5,6), aumentando no final do período de compostagem para valores entre 7,7 e 8,1 (figura 3.3). Este aumento de pH ocorreu devido à degradação de ácidos orgânicos e à formação de NH_3 devido à

degradação de aminoácidos e proteínas (Bustamante et al., 2014). Estes valores são próximos do valor de pH referido por Carmona et al. (2012), que reportou um valor de pH 7,4 ao fim de 140 dias de compostagem de bagaço de uva.

A CE durante a compostagem diminuiu ligeiramente de valores um pouco superiores a 2 dS m⁻¹ no início da compostagem, para valores ligeiramente inferiores a 2 dS m⁻¹ (figura 3.4.) e semelhantes aos valores reportados por Carmona et al. (2012) de 1,63 dS m⁻¹, ao fim de 140 dias em compostos de bagaço de uva. Estes valores de CE são inferiores ao máximo recomendado de 3 dS m⁻¹ para aplicação dos compostos como corretivos orgânicos do solo (Cáceres et al., 2006; Soumaré et al., 2002).

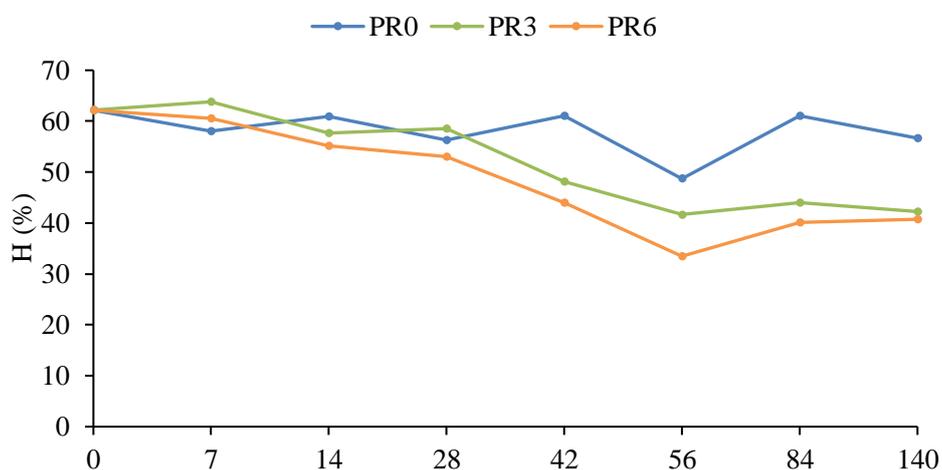


Figura 3.2. Teor de humidade (H, %) durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento (PR0), na pilha com 3 revolvimentos (PR3) e na pilha com 6 revolvimentos (PR6).

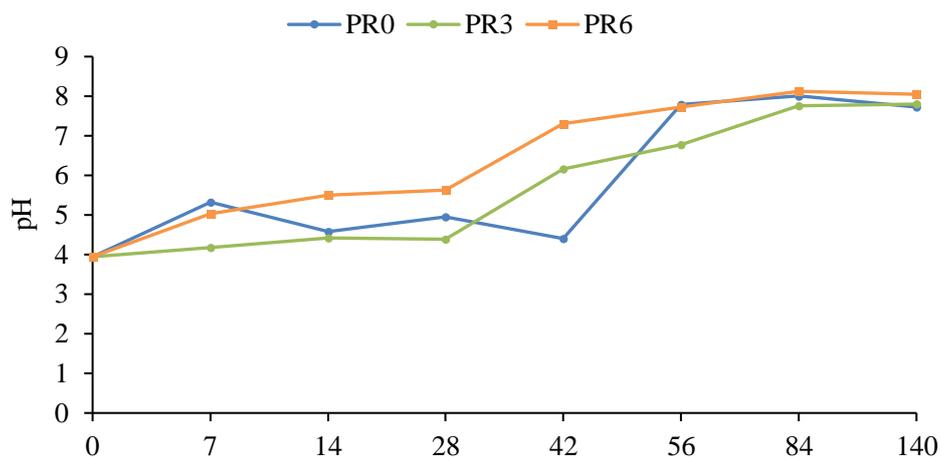


Figura 3.3. Valor de pH durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento (PR0), na pilha com 3 revolvimentos (PR3) e na pilha com 6 revolvimentos (PR6).

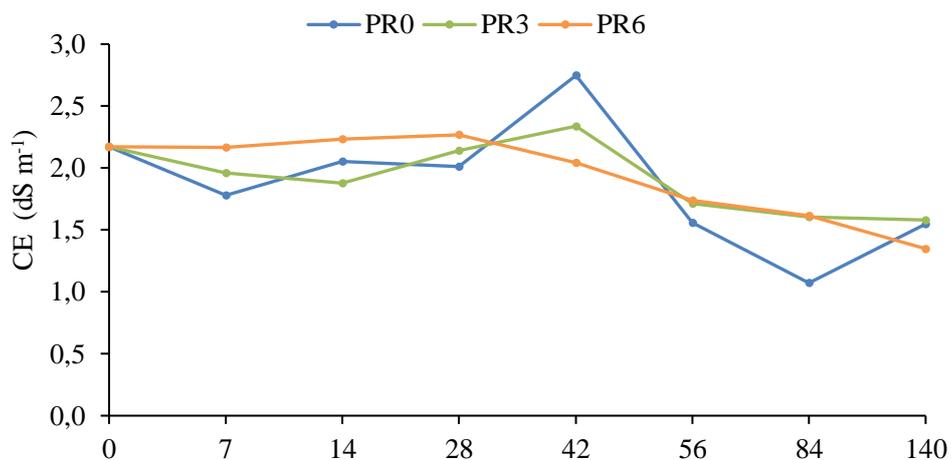


Figura 3.4. Condutividade elétrica (CE, dS m^{-1}) durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento (PR0), na pilha com 3 revolvimentos (PR3) e na pilha com 6 revolvimentos (PR6).

3.1.4. Teor de matéria orgânica

O teor de MO do material original foi 915 g kg^{-1} (figura 3.5). Durante o período de compostagem a MO foi sendo gradualmente decomposta e mineralizada atingindo, após 140 dias, os valores 860 g kg^{-1} na pilha estática, 884 g kg^{-1} na pilha com 3 revolvimentos e 861 g kg^{-1} na pilha com 6 revolvimentos. Os teores de MO dos compostos finais são superiores ao teor mínimo estabelecido pelo Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho (300 g kg^{-1}).

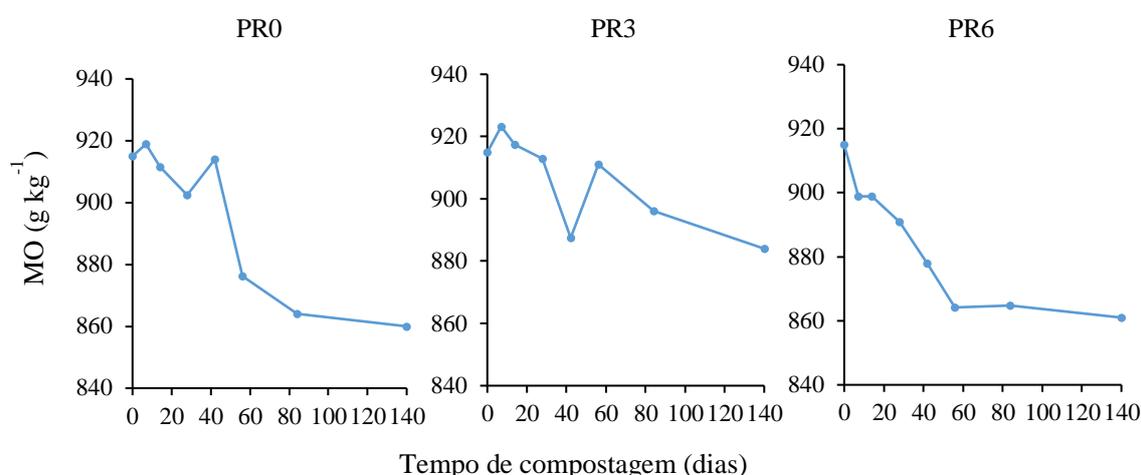


Figura 3.5. Teor de MO durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento (PR0), na pilha com 3 revolvimentos (PR3) e na pilha com 6 revolvimentos (PR6).

3.1.5. Razão C/N e dinâmica do azoto

O teor de N total aumentou nas pilhas de compostagem de $15,8 \text{ g kg}^{-1}$ para valores entre $21,7$ e $22,8 \text{ g kg}^{-1}$ após 140 dias de compostagem (figura 3.6), melhorando a qualidade do composto do ponto de vista agronómico. Os resultados são próximos aos reportados por outros autores que observaram teores de N total entre $11,7$ e $25,0 \text{ g kg}^{-1}$ em estudos sobre a compostagem de misturas de engaço, películas e grainhas de uva (Baran et al., 2001; Carmona et al., 2012; Diaz et al., 2002). O teor final de N foi ligeiramente superior no composto da pilha sem revolvimentos ($22,8 \text{ g kg}^{-1}$) em comparação com os compostos das pilhas com revolvimentos ($21,7 \text{ g kg}^{-1}$) provavelmente devido à maior perda de N nas pilhas com revolvimento.

A razão C/N diminuiu de 32 no início da compostagem para valores entre 21 e 23 após 140 dias de compostagem (figura 3.6). Os valores da razão C/N inferiores a 20

normalmente significam que o composto atingiu um grau de maturação aceitável no final do processo de compostagem (Paradelo et al., 2013). Neste estudo, o valor da razão C/N foi ligeiramente superior a 20. No entanto, o valor da razão C/N nem sempre é um valor fidedigno para avaliar a maturação do composto porque depende dos materiais originais. Aqui, o bagaço tem na sua composição teores elevados de compostos recalcitrantes tais como a celulose e a lenhina que reduzem a disponibilidade de C no processo de compostagem e que, por isso não contribuem para a diminuição do teor de carbono. A razão C/N de 32 no início do processo de compostagem pode ter contribuído para a retenção do N-NH₄⁺ (Bernal et al., 2009) diminuindo o risco de volatilização de N na forma de NH₃ (Sommer, 2001).

Durante a fase termófila o teor de N-NH₄⁺ aumentou de 67 mg kg⁻¹ para 188-234 mg kg⁻¹ (figura 3.7) devido à transformação do N orgânico em N amoniacal (Bernal et al., 2009; Cáceres et al., 2018). O maior teor de N-NH₄⁺ (193-234 mg kg⁻¹) ocorreu entre 56 e 84 dias após o início da compostagem nas pilhas estática e com revolvimento, respetivamente, após a intensa atividade microbiana, como se verificou pelas elevadas temperaturas no interior das pilhas até aos 70 dias de compostagem. Os teores finais de N-NH₄⁺ nos compostos PR0, PR3 e PR6 foi 36, 162 e 131 mg kg⁻¹, respetivamente. Portanto, os teores de N-NH₄⁺ eram inferiores ao valor máximo recomendado de 400 mg kg⁻¹ para compostos maturados por Zucconi & De Bertoldi (1987).

A nitrificação foi detetada pela formação de N-NO₃ aproximadamente 84 dias após o início do processo de compostagem quando a temperatura atingiu aproximadamente 35 °C. A nitrificação ocorre quando a temperatura é inferior a 40 °C porque as bactérias nitrificantes são eliminadas a temperaturas superiores a 40 °C (Bernal et al., 2009). A razão N-NH₄⁺ / N-NO₃⁻ (0,35) inferior a 1 na pilha estática indica que a pilha estática atingiu um elevado grau de maturação (Larney & Hao, 2007). Possivelmente, a pilha estática atingiu um estado de maturação superior às pilhas com revolvimentos, porque as elevadas temperaturas alcançadas durante o processo de compostagem (70,5 °C e 71,8 °C) e o teor de humidade inferior ao valor recomendado nas pilhas com revolvimento, diminuiu a velocidade de decomposição da MO. Efetivamente, as elevadas temperaturas podem reduzir a atividade microbiana durante o processo de compostagem (Chang et al., 2019).

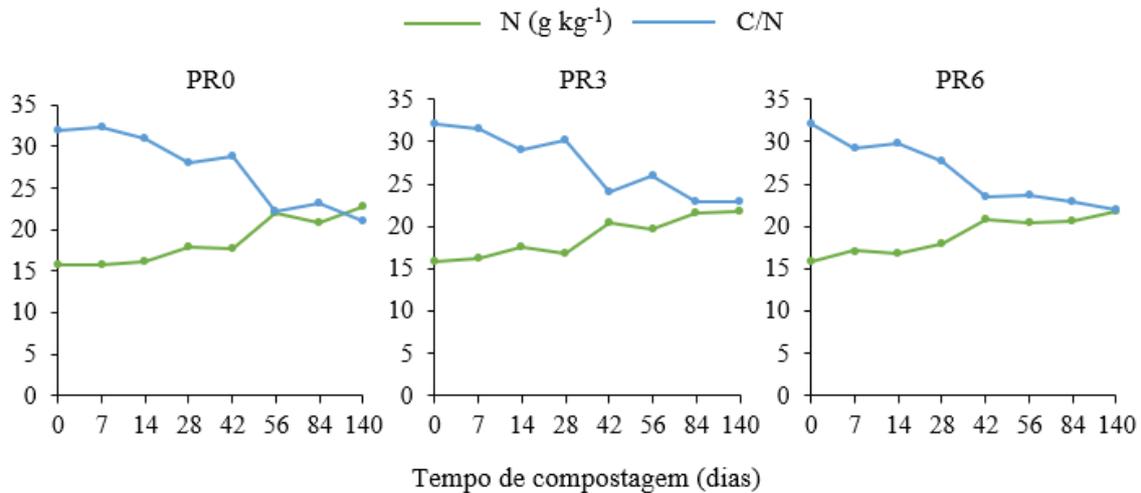


Figura 3.6. Teor de N total e razão C/N durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento (PR0), na pilha com 3 revolvimentos (PR3) e na pilha com 6 revolvimentos (PR6).

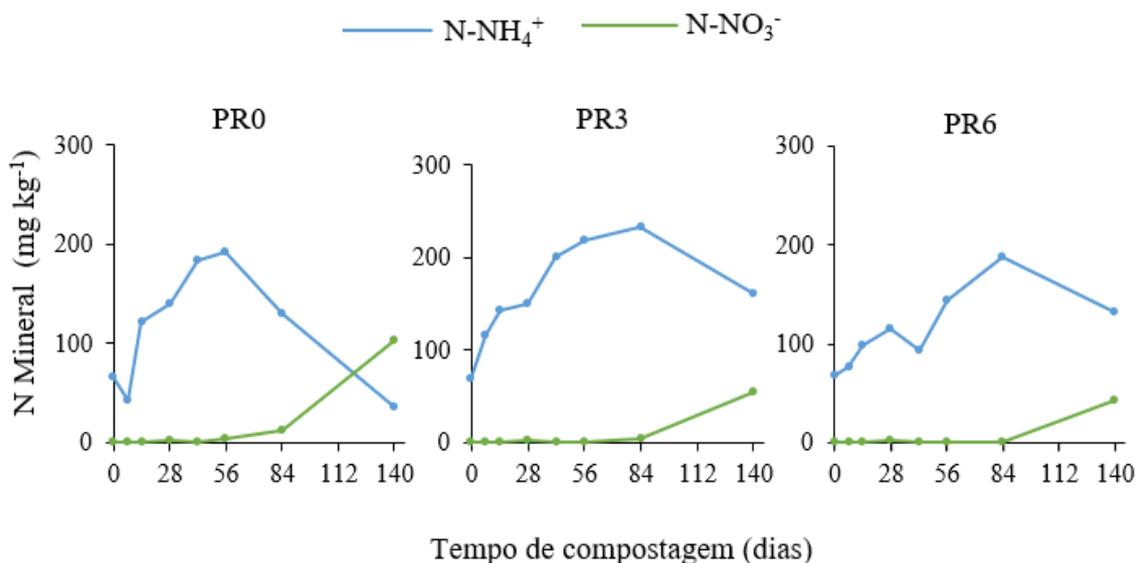


Figura 3.7. Teor de N mineral durante a compostagem de bagaço e engaço de uva na pilha estática (PR0), na pilha com 3 revolvimentos (PR3) e na pilha com 6 revolvimentos (PR6).

3.1.6. Teores de nutrientes

Em estudos anteriores de compostagem com mistura de engaço, películas e grainhas de uva (Baran et al., 2001; Carmona et al., 2012; Diaz et al., 2002), os teores de nutrientes do composto final variaram entre as seguintes valores: teor de N total entre 11,7 e 25,0 g

kg⁻¹ e teores de P e K entre 3,4 e 3,9 g kg⁻¹ e 8,1 e 13,8 g kg⁻¹, respectivamente. Neste estudo, os teores totais de N, P foram semelhantes, mas os teores de potássio foram superiores aos reportados por aqueles autores (quadro 3.1). Os teores de Ca (5,3-6,7 g kg⁻¹) e Mg (2,1-2,3 g kg⁻¹) foram semelhantes aos resultados apresentados por Bertrand et al. (2004) com composto resultante da compostagem de lamas e engaços de uva.

Quadro 3.1. Teores de nutrientes dos compostos finais produzidos com bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento (PR0) e nas pilhas com 3 e 6 revolvimentos (PR3 e PR6, respectivamente).

Tratamentos	N (g kg ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mg kg ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)	Ca (g kg ⁻¹)	Mg (g kg ⁻¹)
PR0	22,8	36,4	103,8	4,3	17,9	6,7	2,3
PR3	21,7	161,6	55,6	3,5	19,4	6,6	2,1
PR6	21,7	131,3	42,3	3,5	25,8	5,3	2,2

O teor de nutrientes, exceto N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻, estão expressos com base no teor de matéria seca.

3.1.7. Teores de metais pesados

Os teores de metais pesados dos compostos finais (quadro 3.2) são inferiores aos limites estabelecidos pelo Decreto-Lei n.º 103/2015, sendo mais um indicador da qualidade dos compostos.

Quadro 3.2. Teores de metais pesados dos compostos finais produzidos com bagaço e engaço de uva na pilha sem revolvimento (PR0) e nas pilhas com 3 e 6 revolvimentos (PR3 e PR6, respectivamente).

Tratamentos	B	Cu	Zn	Pb (mg kg ⁻¹)	Cd	Cr	Ni	Hg (µg Hg kg ⁻¹)
PR0	24	46,9	21,8	0,27	0,11	1,85	0,66	2,61
PR3	22,9	45,8	20,7	0,28	0,15	1,88	0,64	3,19
PR6	25,2	38,7	23,3	0,31	0,12	4,93	1,52	3,1

O teor de metais pesados estão expressos com base no teor de matéria seca.

3.1.8. Biotestes de fitotoxicidade e avaliação de microrganismos patogénicos

O índice de germinação (IG) com agrião (*Lepidium sativum*) e rabanete (*Raphanus sativus*) foi superior a 80% nos compostos resultantes das pilhas PR0, PR3 e PR6, sem diferenças significativas entre os compostos, (quadro 3.3) e indicando ausência de fitotoxicidade destes compostos (Zucconi et al., 1981). Resultados semelhantes foram

reportados por Moldes et al. (2007) que referiram valores de IG superiores a 80% com composto de bagaço de uva com ou sem engaço durante um ensaio com agrião. Portanto, a degradação metabólica dos compostos fitotóxicos do bagaço de uva durante a compostagem, confirma que o bagaço de uva poderá ser utilizado como fertilizante do solo (Moldes et al., 2007).

Quadro 3.3. Taxa relativa de germinação (TRG), crescimento relativo da raiz (CRR) e índice de germinação (IG) dos compostos finais produzidos com bagaço e engaço de uva, na pilha sem revolvimento (PR0) e com 3 e 6 revolvimentos (PR3 e PR6, respectivamente).

		TRG (%)	CRR (%)	IG (%)
Agrião	PR0	101	86	87
	PR3	94	87	82
	PR6	102	78	82
	LSD	11	24	24
Rabanete	PR0	96	118	113
	PR3	102	113	115
	PR6	106	118	125
	LSD	7	17	20

$$IG (\%) = TRG (\%) \times CRR (\%)$$

Neste estudo, verificou-se a ausência de *Salmonella* spp. em amostras de 25 g de composto e a contagem de *Escherichia coli* foi <1000 células g⁻¹ de amostra de composto, cumprindo assim os requisitos de saneamento para os compostos finais (Decreto-Lei n.o 103/2015).

3.2. Ensaio de vasos

As principais características físico-químicas dos compostos utilizados no ensaio de vasos com alface após 130 dias de compostagem baseado no peso fresco do composto (EV130), encontram-se representadas no Quadro 2.1. As principais características físico-químicas dos compostos utilizados nos ensaios da alface baseados no peso seco do composto após 140 e 260 dias (EV140 e EV260, respectivamente), encontram-se representadas nos Quadros 2.2 e 2.3.

3.2.1. Composto com 130 dias

a) Peso fresco das folhas de alface

O peso fresco das folhas de alface aumentou significativamente ($p < 0,05$) com qualquer dos tratamentos com composto, em comparação com o tratamento controlo ou o tratamento com a aplicação de adubo azotado (figura 3.8), bem como, com a aplicação de doses crescentes (10, 20 e 40 t ha⁻¹ de matéria fresca) de qualquer dos compostos (figura 3.9a). O aumento de peso das plantas com a aplicação de compostos tem sido frequentemente reportado na literatura. Alromian (2020), por exemplo, num ensaio de vasos com a cultura de alface verificou um aumento na produção de alface com aplicação de compostos derivados de diferentes materiais, tais como, estrume de galinha, estrume de vaca ou uma mistura de resíduos vegetais com resíduos animais.

No presente ensaio, verificaram-se aumentos de 140 g planta⁻¹ entre o tratamento controlo e a aplicação das doses mais elevadas dos compostos com revolvimento e acréscimos de 80 g planta⁻¹ entre a média dos tratamentos com a dose de 10 t ha⁻¹ e a dose de 40 t ha⁻¹. Estes aumentos são comparáveis com o acréscimo do peso das alfaces em vaso (157-244 g planta⁻¹) com aplicação de composto de estrume de cavalo referido por Duggan & Jones (2016) ou com o acréscimo de peso das folhas de alface (40-70 g planta⁻¹), também num ensaio em vasos com aplicação de um composto rico em húmus (Solaiman et al., 2019).

O peso fresco da alface aumentou com a aplicação de composto em comparação com a aplicação de adubo azotado apesar de o teor de N nas folhas da alface com aplicação de adubo azotado (28,2 g kg⁻¹) ter sido muito superior ao teor de N nas folhas de alface com aplicação de composto (entre 14,1 e 19,0 g kg⁻¹) (quadro 3.4). Este facto poderá estar relacionado com a capacidade do composto para melhorar as características físicas, químicas e biológicas do solo aumentando a eficiência do N absorvido. Por exemplo, o teor de MO do composto (837-854 g kg⁻¹) terá contribuído para aumentar o teor de MO do solo influenciando positivamente o crescimento da planta (Alromian, 2020). As características físicas do composto terão permitido um maior desenvolvimento radicular e uma maior capacidade de retenção de água no solo (Brito et al., 2014). Em acréscimo, a aplicação do composto com um valor de pH entre 7,1 e 7,5 pode ter contribuído para aumentar o valor de pH do solo (5,5) (quadro 2.1) facilitando a absorção de nutrientes pois o valor recomendado para o cultivo de alface oscila entre 6 e 6,8 (Maynard e Hochmuth, 1981).

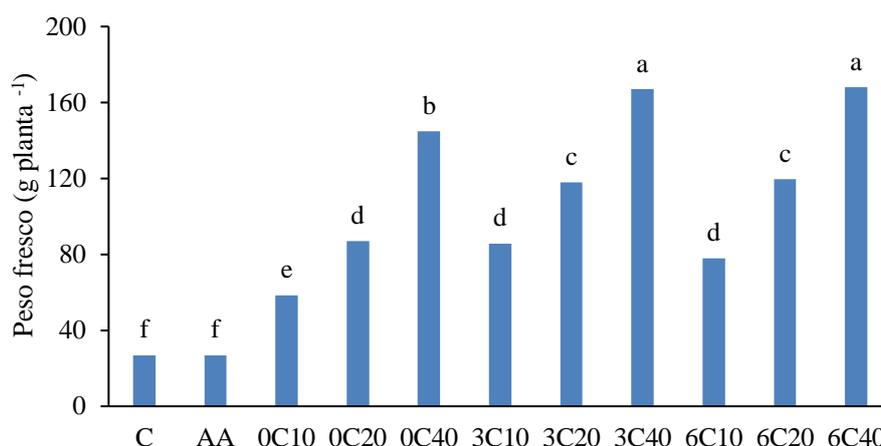


Figura 3.8. Peso fresco da alface sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 10, 20 e 40 t ha⁻¹ MF. Colunas com letras diferentes representam médias de peso fresco diferentes ($p < 0,05$).

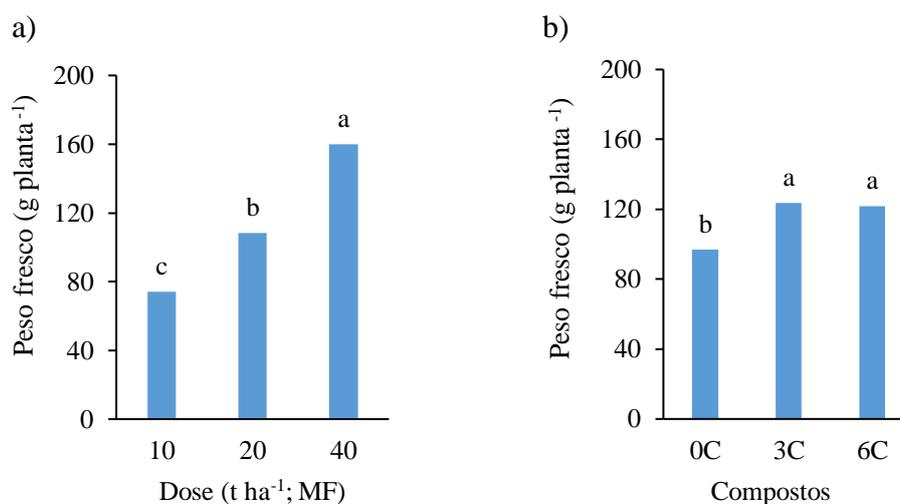


Figura 3.9. Peso fresco da alface com: (a) aplicação das doses de 10, 20 e 40 t ha⁻¹ MF para a média dos 3 compostos; e (b) aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, para a média das doses de composto. Colunas com letras diferentes representam médias de peso fresco diferentes ($p < 0,05$).

O peso fresco da alface não variou significativamente entre os tratamentos com a mesma dose de composto 3C e 6C (figura 3.8). Contudo, o peso fresco da alface nos tratamentos com os compostos 3C e 6C aumentou significativamente ($p < 0,05$) em comparação com

o composto 0C para a média das diferentes doses de aplicação de composto (10, 20 e 40 t ha⁻¹) (figura 3.9b), não se verificando uma diferença significativa no peso da alface entre a aplicação do composto produzido com 3 revolvimentos e do composto produzido com 6 revolvimentos.

b) Teor de MS e teor de nutrientes

O teor de MS das alfaces variou entre 6,9% e 12,3% (quadro 3.4). O teor de MS aumentou significativamente ($p < 0,05$) nos tratamentos C e AA em comparação com os tratamentos com adição de composto. Nos tratamentos com composto verificou-se que o teor de MS diminuiu com a aplicação de 40 t ha⁻¹ em comparação com os restantes tratamentos com composto em virtude do aumento de produtividade com a aplicação de 40 t ha⁻¹ de composto.

O teor de N nas folhas da alface oscilou entre 11,9 g kg⁻¹ e 28,2 g kg⁻¹ (quadro 2.4.). O teor de N foi significativamente superior ($p < 0,05$) com a aplicação de adubo azotado (28,2 g kg⁻¹) em comparação com os restantes tratamentos (entre 11,9 e 19,0 g kg⁻¹). Pelo contrário, o teor de N foi inferior nas alfaces do tratamento controlo, em comparação com qualquer dos outros tratamentos, porque este tratamento não teve qualquer fertilizante com azoto.

A maior concentração de N mineral nas plantas ocorreu quando o N foi incorporado no solo na forma mineral, porque o N está facilmente disponível permitindo a absorção de grandes quantidades de azoto. No entanto, a disponibilidade do N no solo não contribuiu para um aumento significativo de produção de alface em comparação com a alface produzida no tratamento controlo, provavelmente porque as outras características do solo não melhoraram, e o N nítrico do adubo azotado poderá ter contribuído para aumentar a salinidade do solo. Por outro lado, quando a absorção de N pelas plantas excede a capacidade de assimilação, o N em excesso na planta é armazenado na forma de NO₃⁻ nos vacúolos celulares. Em contrapartida, a absorção em excesso de N, normalmente não ocorre com o composto porque a mineralização e disponibilidade de N do composto é gradual (Porto et al., 2008; Santos et al., 2001). O teor de N na alface também aumentou significativamente ($p < 0,05$) com os tratamentos em que se aplicaram 40 t ha⁻¹ de composto em comparação com os tratamentos em que se aplicaram 10 e 20 t ha⁻¹ de composto (quadro 3.4), porque o teor de N aplicado ao solo aumentou com a aplicação da dose mais elevada de composto.

O teor de P nas folhas da alface variou entre 0,7 g kg⁻¹ e 3,6 g kg⁻¹. O tratamento 6C40 apresentou um teor de P significativamente superior (p <0,05) em comparação com os restantes tratamentos (quadro 3.4), verificando-se um aumento gradual do teor de P nas alfaces com doses crescentes de composto. O teor de K oscilou entre 19,7 g kg⁻¹ e 33,1 g kg⁻¹ verificando-se que os teores mais baixos de K se registaram no tratamento com adubo mineral, e os teores mais baixos de P nos tratamentos com adubo mineral e sem qualquer fertilizante (controlo).

Quadro 3.4. Teores de matéria seca (MS) e teores de nutrientes (N, P, K) da alface produzida sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA), e com aplicação dos compostos (0C, 3C e 6C) nas doses equivalentes a 10, 20 e 40 t ha⁻¹ MF (média ± desvio padrão). Colunas com letras diferentes representam médias significativamente diferentes (p <0,05).

	MS (%)	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)
C	12,3 ± 0,4	11,9 ± 0,8	0,9 ± 0,1	24,0 ± 3,8
AA	11,3 ± 0,3	28,2 ± 1,0	0,7 ± 0,1	19,7 ± 2,5
0C10	8,4 ± 0,4	14,1 ± 0,6	1,8 ± 0,1	27,9 ± 4,2
0C20	8,2 ± 0,5	14,9 ± 0,6	2,4 ± 0,4	32,0 ± 7,7
0C40	6,9 ± 0,5	16,5 ± 1,8	3,1 ± 0,5	33,1 ± 9,5
3C10	8,6 ± 0,8	14,1 ± 0,4	1,8 ± 0,4	25,2 ± 7,6
3C20	8,0 ± 0,3	15,1 ± 0,3	2,0 ± 0,1	23,0 ± 3,0
3C40	7,2 ± 0,3	19,0 ± 1,8	2,8 ± 0,2	25,2 ± 7,8
6C10	8,3 ± 0,5	15,3 ± 1,1	1,9 ± 0,1	27,6 ± 5,2
6C20	7,7 ± 0,4	14,9 ± 0,7	2,5 ± 0,2	27,6 ± 0,4
6C40	7,1 ± 0,8	17,5 ± 0,9	3,6 ± 0,3	30,1 ± 6,7
LSD	0,6	1,3	0,4	6,8

LSD significa a menor diferença significativa entre médias (p <0,05) para a mesma coluna.

c) Acumulação de nutrientes

A acumulação de nutrientes (mg planta⁻¹) nas folhas de alface foi calculada multiplicando o teor de nutrientes (g kg⁻¹) pelo peso seco (g planta⁻¹) das plantas. Apesar do teor de N nas alfaces ser superior com a aplicação de N mineral, como o peso seco aumentou com a aplicação dos compostos, a acumulação de N (mg planta⁻¹) também aumentou significativamente (p <0,05) nos tratamentos com composto em comparação com o tratamento controlo ou o tratamento com adubo azotado, à exceção dos tratamentos 0C10 e 6C10. A acumulação de N nas folhas da alface aumentou significativamente (p <0,05) com a aplicação de doses crescentes de composto (10, 20 e 40 t ha⁻¹). Brito et al. (2013a)

num ensaio de vasos com repolho também verificou um aumento na acumulação de N com a aplicação de doses crescentes (0,15 e 30 t ha⁻¹) de composto resultante de resíduos florestais, materiais lenhosos e refugo de frutas e legumes. A maior acumulação de N verificou-se com a aplicação do composto que foi revolvido três vezes na dose de aplicação equivalente a 40 t ha⁻¹ (225 mg planta⁻¹) (figura 3.10). Este valor foi aproximadamente igual aos valores referidos por Pinto et al. (2021) (200 mg planta⁻¹) com aplicação de composto produzido a partir de lamas de águas residuais da adega e engaço de uva.

A acumulação de P nas folhas de alface aumentou significativamente ($p < 0,05$) em todos os tratamentos com composto em comparação com os tratamentos controlo ou com adubo azotado. A acumulação de P também aumentou significativamente ($p < 0,05$) com a aplicação de doses crescentes de composto (10, 20 e 40 t ha⁻¹) em outros estudos reportados na bibliografia (Pinto et al., 2021 e Radics et al., 2008). As alfaces que mais N acumularam foram as tratadas com 40 t ha⁻¹ do composto 6C (figura 3.11).

A acumulação de K nas folhas de alface aumentou significativamente ($p < 0,05$) em todos os tratamentos em comparação com os tratamentos controlo ou com adubo azotado, com exceção do 0C10. A acumulação de K aumentou sempre significativamente entre as doses de 10 t ha⁻¹ e 40 t ha⁻¹ para o mesmo composto (figura 3.12).

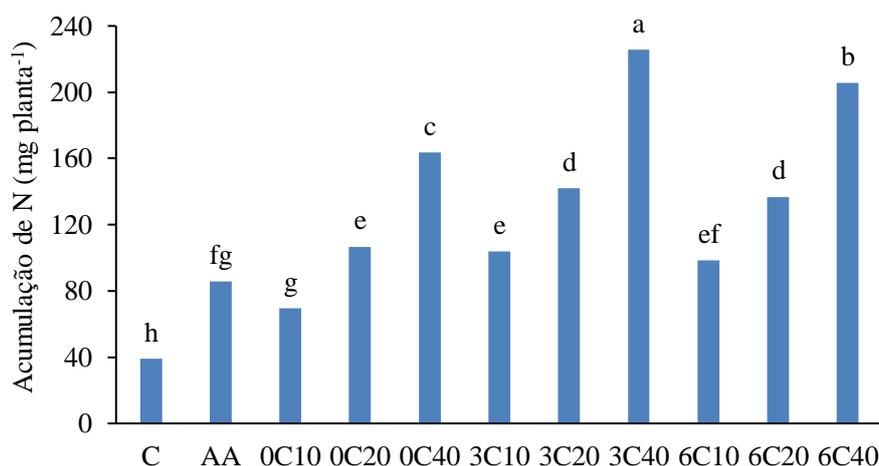


Figura 3.10. Acumulação de N na alface sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 10, 20 e 40 t ha⁻¹ MF. Colunas com letras diferentes representam médias de acumulação de N diferentes ($p < 0,05$).

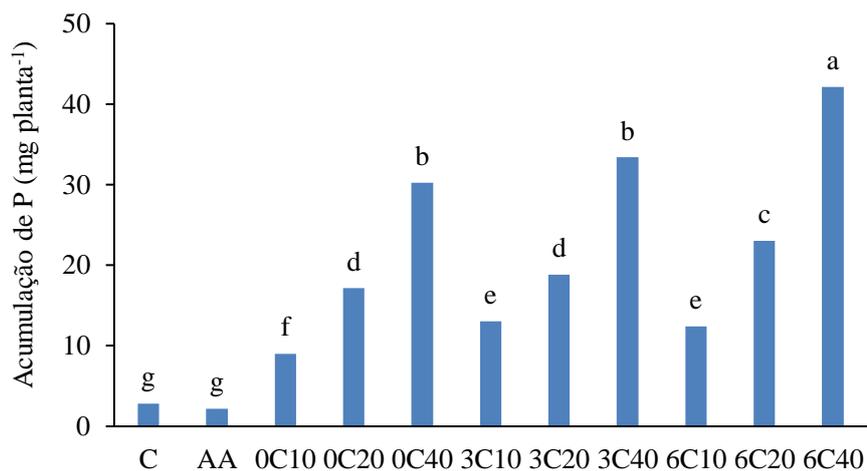


Figura 3.11. Acumulação de P na alfaca sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 10, 20 e 40 t ha⁻¹ MF. Colunas com letras diferentes representam médias de acumulação de P diferentes ($p < 0,05$).

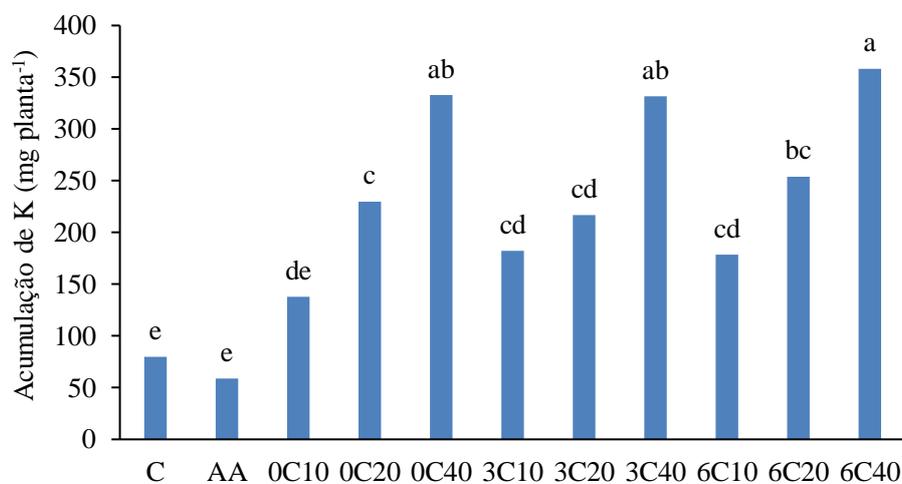


Figura 3.12. Acumulação de K sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 10, 20 e 40 t ha⁻¹ MF. Colunas com letras diferentes representam médias de acumulação de K diferentes ($p < 0,05$).

3.2.2. Composto com 140 dias

a) Peso fresco das folhas de alface

O peso fresco das folhas de alface aumentou significativamente ($p < 0,05$) com qualquer dos tratamentos com aplicação de composto, em comparação com o tratamento controlo ou o tratamento com a aplicação de adubo azotado (figura 3.13), bem como, com a aplicação de doses crescentes (5, 10 e 20 t ha⁻¹ de matéria seca) de qualquer dos compostos (figura 3.14a), à semelhança do ensaio EV130.

No ensaio anterior (EV130) baseado no peso fresco do composto, o peso fresco da alface foi inferior nos tratamentos com composto da pilha sem revolvimento (0C) em comparação com as pilhas com revolvimento (3C e 6C) (figura 3.9b). Pelo contrário, no presente ensaio (EV140) baseado no peso seco do composto, o peso fresco da alface aumentou no composto 0C, embora esse aumento não tenha sido significativo em comparação com os compostos 3C e 6C, quando se considerou o conjunto das doses de composto (figura 3.14b). No entanto, verificou-se que a diferença foi significativa entre o composto 6C e 3C quando aplicados na dose de 20 t ha⁻¹ MS (figura 3.13).

O facto de a produção de alface ter sido inferior com base na aplicação do composto 0C em comparação com os outros dois compostos, calculada em peso fresco, mas não em peso seco, justifica-se pelo maior teor de humidade do composto 0C. O que significa que na primeira experiência (EV130) o peso seco do composto 0C era inferior ao peso seco dos outros compostos quando aplicados na mesma dose de peso fresco e, por isso, a quantidade de nutrientes aplicados através do composto 0C também foi inferior à aplicação de nutrientes através dos compostos 3C e 6C. Isto é, como o composto 0C tinha um teor de humidade superior em comparação com os compostos 3C e 6C, o peso fresco do composto 0C incluiu maior proporção de água em comparação com os compostos 3C e 6C. Por este motivo, o peso fresco da alface com aplicação do composto 0C fresco aumentou menos do que poderia aumentar em comparação com os compostos 3C e 6C, caso se tivessem aplicado os compostos com base no seu peso seco, como aconteceu no ensaio EV140. Assim, não há evidência que qualquer destes compostos tenha um efeito superior a qualquer um dos outros, no incremento da produtividade da alface. Pelo contrário, o aumento de 88 g planta⁻¹ entre aplicação da dose mais elevada do composto sem revolvimento e o tratamento controlo, tal como os restantes aumentos de produção de alface entre os restantes tratamentos com composto e o tratamento controlo, poderão

ser explicados pela maior disponibilidade de nutrientes no solo em consequência dos nutrientes fornecidos por estes compostos e da melhoria que os mesmos possam ter nas propriedades físicas e/ou nas restantes propriedades químicas do solo.

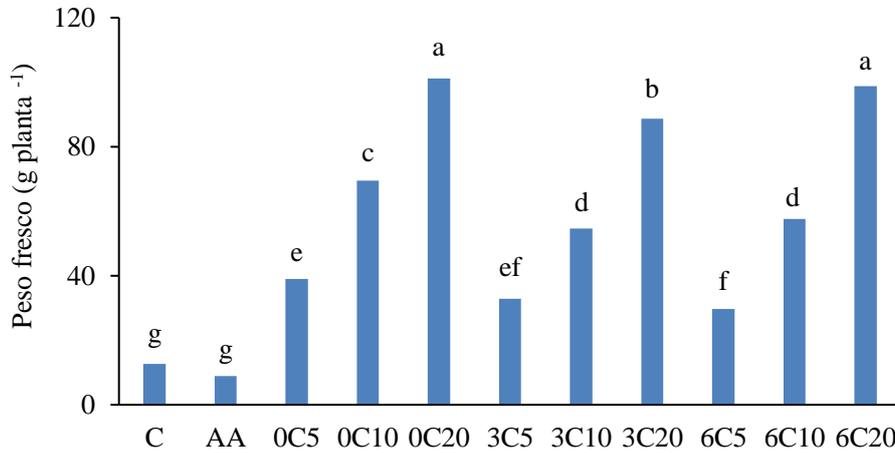


Figura 3.13. Peso fresco da alface sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS. Colunas com letras diferentes representam médias de peso fresco diferentes ($p < 0,05$).

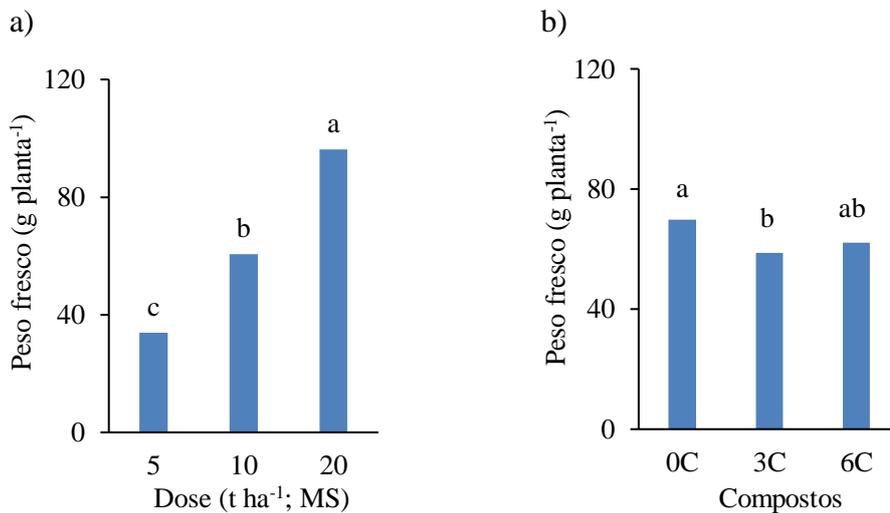


Figura 3.14. Peso fresco da alface com: (a) aplicação das doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS para a média dos 3 compostos; e (b) aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, para a média das doses de composto. Colunas com letras diferentes representam médias de peso fresco diferentes ($p < 0,05$).

b) Teor de MS e teor de nutrientes

O teor de MS das alfaces variou entre 8,5 e 16,5% (quadro 3.5). Estes valores são semelhantes ao teor de MS das alfaces em vaso (9-12%) com a aplicação de composto de acácia referido por Brito et al. (2017b). À semelhança do ensaio anterior, o teor de MS no controlo e no tratamento AA aumentou significativamente ($p < 0,05$) em comparação com tratamentos com adição de composto, em consequência de as plantas terem um menor crescimento.

O teor de N nas folhas da alface oscilou entre 13,1 g kg⁻¹ e 24,5 g kg⁻¹ (quadro 3.5). Estes valores são comparáveis aos teores de N nas alfaces em vasos (20,0 g kg⁻¹ e 20,8 g kg⁻¹) com a aplicação de composto resultante de resíduos florestais, materiais lenhosos e refugo de frutas e legumes observados por Brito et al. (2014). O teor de N aumentou significativamente ($p < 0,05$) com o tratamento AA em comparação com os restantes tratamentos à exceção do tratamento 3C5 (quadro 3.5).

O teor de P nas folhas da alface variou entre 0,4 g kg⁻¹ e 2,9 g kg⁻¹ (quadro 3.5). Estes valores são inferiores aos valores referidos por Brito et al. (2014) com a aplicação de composto resultante de resíduos florestais, materiais lenhosos e refugo de frutas e legumes (3,1 g kg⁻¹ e 3,4 g kg⁻¹). No entanto, o teor de P foi semelhante ao reportado para as folhas da alface em vaso (1,4 g kg⁻¹ – 2,6 g kg⁻¹) com aplicação de compostos derivados de diferentes materiais (estrume de galinha, estrume de vaca ou uma mistura de resíduos vegetais com resíduos animais) (Alromian, 2020).

O teor de P na alface aumentou significativamente ($p < 0,05$) com aplicação de doses crescentes de composto (quadro 3.5). O teor de K oscilou entre 22,7 g kg⁻¹ e 31,5 g kg⁻¹. Estes valores são próximos dos valores reportados por Brito et al. (2017b) com a aplicação de composto de acácia com maior e menor número de revolvimentos (26 g kg⁻¹ e 36 g kg⁻¹, respetivamente). Os teores mais baixos de K e P registaram-se nos tratamentos com adubo mineral e sem qualquer fertilizante (controlo) (quadro 3.5).

Quadro 3.5. Teores de matéria seca (MS) e teores de nutrientes (N, P, K) da alface produzida sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA), e com aplicação dos compostos (0C, 3C e 6C) nas doses equivalentes a 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS (média ± desvio padrão). Colunas com letras diferentes representam médias significativamente diferentes (p <0,05).

	MS (%)	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)
C	14,2 ± 0,7	13,1 ± 0,6	0,4 ± 0,2	25,0 ± 2,4
AA	16,5 ± 2,6	24,5 ± 4,8	0,4 ± 0,1	22,7 ± 1,6
0C5	9,8 ± 0,4	18,1 ± 0,9	0,5 ± 0,6	26,9 ± 3,5
0C10	9,6 ± 1,1	17,2 ± 1,5	1,7 ± 0,3	29,7 ± 4,4
0C20	9,6 ± 0,9	17,6 ± 0,9	2,9 ± 0,3	29,3 ± 8,4
3C5	9,9 ± 1,3	22,4 ± 2,5	1,1 ± 0,3	31,5 ± 6,0
3C10	9,4 ± 0,1	19,4 ± 0,5	1,6 ± 0,2	27,0 ± 6,5
3C20	10,1 ± 0,4	19,2 ± 1,6	2,2 ± 0,3	30,3 ± 2,6
6C5	10,7 ± 0,3	19,0 ± 0,8	1,0 ± 0,1	28,8 ± 3,2
6C10	9,3 ± 0,8	18,1 ± 1,9	1,5 ± 0,1	26,3 ± 6,0
6C20	8,5 ± 0,7	20,8 ± 0,9	2,3 ± 0,1	23,6 ± 3,4
LSD	1,6	2,9	0,4	6,7

LSD significa a menor diferença significativa entre médias (p <0,05) para a mesma coluna.

c) Acumulação de nutrientes

A acumulação de N, P e K nas folhas de alface aumentou significativamente (p <0,05) nos tratamentos com composto em comparação com os tratamentos C e AA (figuras 3.15 e 3.16 e 3.17). O mesmo verificou Brito et al. (2014) com aplicação do composto resultante de resíduos florestais, materiais lenhosos e refugo de frutas e legumes.

A acumulação de N e P na alface não variou significativamente entre os tratamentos com a mesma dose de composto 3C e 6C (figura 3.15). Contudo, a acumulação de N na alface no tratamento com o composto 0C aumentou significativamente (p <0,05) em comparação com o composto 3C e 6C para a dose de aplicação de composto na dose de 10 t ha⁻¹. A acumulação de P também foi significativamente superior (p <0,05) no tratamento com o composto 0C em comparação com o composto 3C e 6C para as doses de aplicação de composto de 10 e de 20 t ha⁻¹. À semelhança do ensaio EV130, a acumulação de N e P também aumentou significativamente (p <0,05) com a aplicação de doses crescentes de composto (5, 10 e 20 t ha⁻¹) (figuras 3.15 e 3.16)

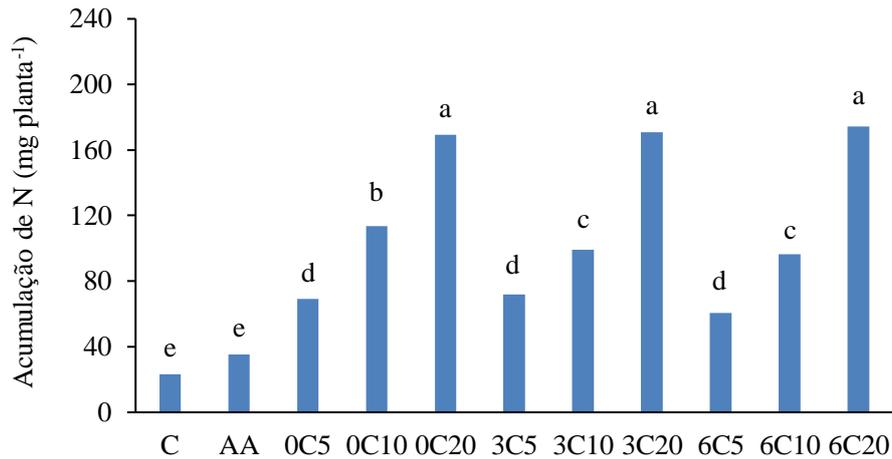


Figura 3.15. Acumulação de N na alface sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS. Colunas com letras diferentes representam médias de acumulação de N diferentes (p <0,05).

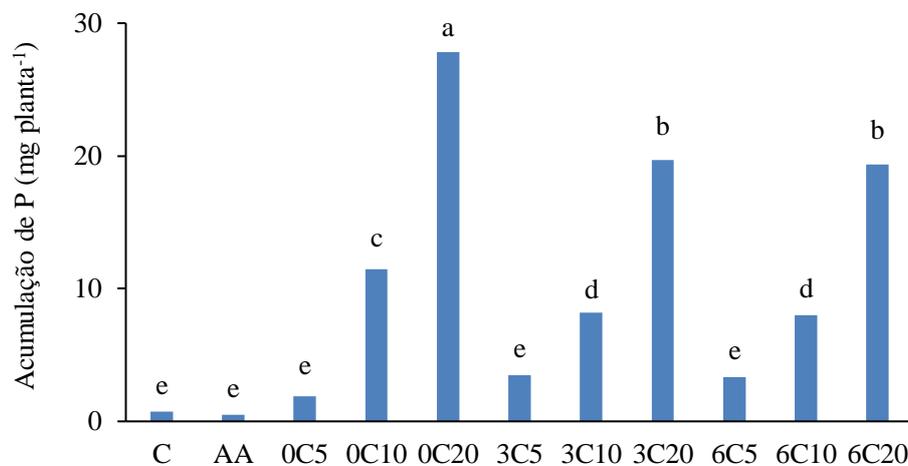


Figura 3.16. Acumulação de P na alface sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS. Colunas com letras diferentes representam médias de acumulação de P diferentes (p <0,05).

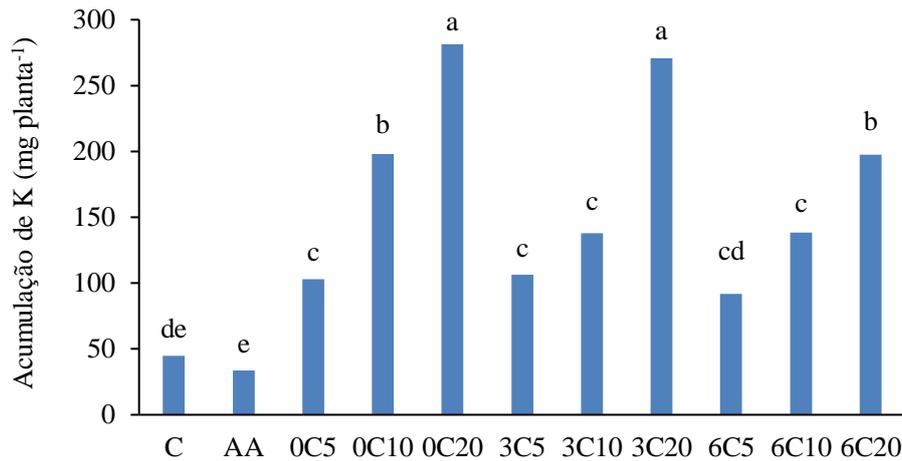


Figura 3.17. Acumulação de K sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS. Colunas com letras diferentes representam médias de acumulação de K diferentes ($p < 0,05$).

d) N mineral disponível e N orgânico do composto mineralizado

O N orgânico do composto que foi mineralizado (mg) durante o crescimento da alface (figura 3.18) foi calculado pela diferença entre o N acumulado pela planta tratada com composto e o N acumulado na planta produzida sem composto (figura 3.15), subtraindo a essa diferença o N mineral já existente no composto no início do ensaio. Assim, a taxa de mineralização aparente de N (%), foi estimada pela diferença entre o N acumulado nas plantas de alface produzidas com e sem composto, após subtração do N mineral existente no composto aplicado ao solo, a dividir pelo N orgânico do respectivo composto.

O N mineral existente no composto foi inferior à diferença entre o N acumulado nas folhas da alface com e sem a aplicação de composto (figura 3.15). Conseqüentemente, a planta absorveu o N mineral disponível no composto, mas também, N mineralizado do composto (figura 3.18). Pelo contrário, no tratamento AA, o N mineral disponível (500 mg) foi muito superior à diferença entre o N acumulado nas folhas da alface com e sem aplicação de adubo, mas este aumento não se traduziu num aumento de produção de alface (figura 3.15), e aumentaram os riscos de perdas de N (Huang et al., 2011).

A quantidade de N orgânico mineralizado aumentou significativamente ($p < 0,05$) com aplicação de doses crescentes de composto (5, 10 e 20 t ha⁻¹), tendo-se verificado uma correlação positiva entre o peso fresco da alface e a quantidade de N mineralizado

($R^2=0,880$; $P < 0,001$). Esta correlação positiva entre o peso fresco da cultura e a quantidade de N mineralizado também foi observada por Pinto et al. (2017).

A taxa de mineralização do composto sem revolvimentos, com 3 e 6 revolvimentos, para as diferentes doses de composto aplicadas, oscilou entre 1,3 e 2,0%, 1,4 e 2,4% e 2,4 e 2,5%, respectivamente, durante o período de crescimento da alface (42 dias), o que corresponderia a uma taxa anual de mineralização de 11% a 22% caso as taxas de mineralização fossem semelhantes durante todo o ano. O que revela que os compostos já possuíam o carbono relativamente bem estabilizado.

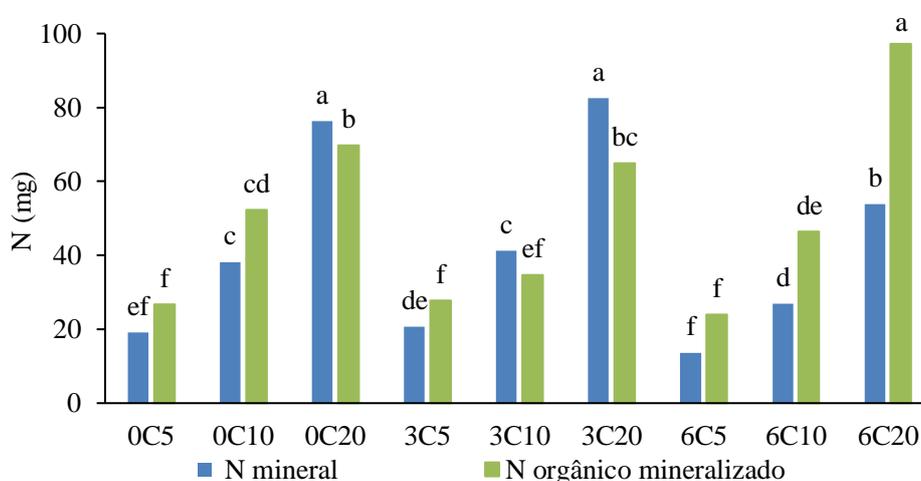


Figura 3.18. N mineral e N orgânico mineralizado dos compostos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, aplicados nas doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS. Colunas com letras diferentes representam médias de N mineral e N orgânico mineralizado diferentes ($p < 0,05$).

3.2.3. Composto com 260 dias

a) Peso fresco das folhas de alface

O peso fresco das folhas de alface aumentou significativamente (com exceção para o tratamento 0C5) com aplicação dos compostos com 260 dias de compostagem e maturação, em comparação com o tratamento controle, ou com o tratamento com a aplicação de adubo azotado, tal como na experiência com os compostos menos maturados (figura 3.19). A produção da alface, considerando a média do conjunto dos três compostos, foi superior com a aplicação da dose mais elevada de composto (20 t ha⁻¹) em

comparação com as doses de 10 t ha⁻¹ ou de 5 t ha⁻¹ (figura 3.20a). No entanto, a produção da alface não variou significativamente, entre estas duas últimas doses de aplicação, para o conjunto dos compostos (figura 3.20a), tal como não variou significativamente entre a média de produção produzida com determinado composto, independentemente da dose, e a média de produção de qualquer outro composto (figura 3.20b). Quando se comparam os tratamentos com composto (figura 3.19), verifica-se que a alface apenas cresceu significativamente mais com a aplicação de 20 t ha⁻¹ dos compostos produzidos com revolvimento (3C e 6C), em comparação com qualquer dos outros tratamentos com composto, sem diferenças significativas entre o composto 3C e 6C para esta ou qualquer outra dose de aplicação de composto (figura 3.19).

O facto do peso fresco das alfaces ter sido semelhante entre todos os tratamentos com composto, com exceção dos tratamentos com a dose de 20 t ha⁻¹ dos compostos 3C ou 6C, não aumentando com a dose de 10 t ha⁻¹, ou mesmo com a aplicação de 20 t ha⁻¹ de 0C, em comparação com a dose de 5 t ha⁻¹ de qualquer dos compostos, provavelmente poderá ser explicado pela mineralização lenta do composto com elevada maturação (260 dias) (Bernal et al., 1998; Griffin & Hutchinson, 2007). No entanto, a alface cresceu sempre mais com a aplicação de 10 t ha⁻¹ de qualquer dos três compostos, em comparação com o tratamento controlo, ou o tratamento fertilizado com N mineral, ou mesmo com a dose mais baixa dos compostos 3C e 6C.

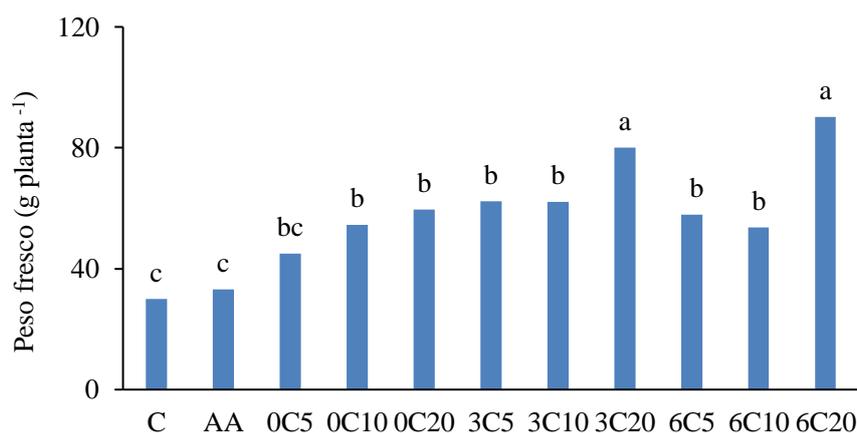


Figura 3.19. Peso fresco da alface sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS. Colunas com letras diferentes representam médias de peso fresco diferentes ($p < 0,05$).

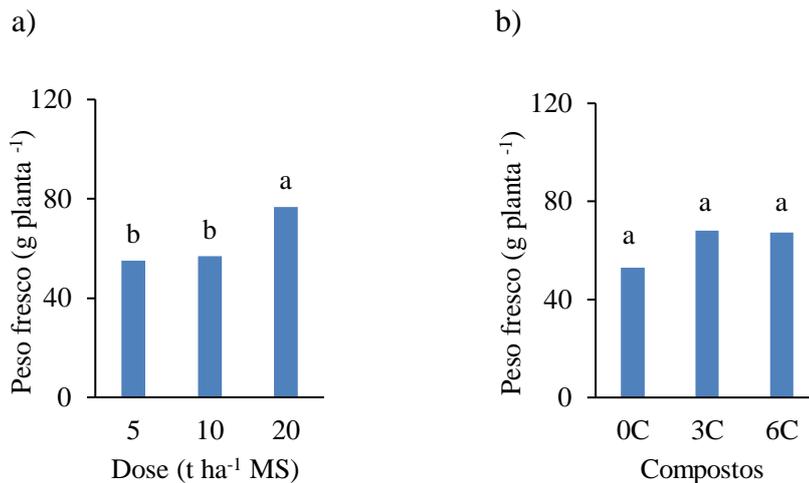


Figura 3.20. Peso fresco da alface com: (a) aplicação das doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS para a média dos 3 compostos; e (b) aplicação dos compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, para a média das doses de composto. Colunas com letras diferentes representam médias de peso fresco diferentes ($p < 0,05$).

b) Teor de MS e teor de nutrientes

O teor de MS das alfaces variou entre 6,3% e 6,7% (quadro 3.6), não se verificando diferenças significativas no teor de MS das alfaces entre os tratamentos com aplicação de composto. Os teores de N nas alfaces com aplicação de composto (entre 35,4 e 38,5 g kg⁻¹) não variaram entre tratamentos, e são comparáveis aos teores de N nas alfaces em vaso (entre 36 e 47 g kg⁻¹) com a aplicação de composto de acácia sujeito a diferente número de revolvimentos (Brito et al., 2017b).

Relativamente aos teores de P e K não se verificaram diferenças significativas entre os vários tratamentos, à exceção de diferenças ocasionais (quadro 3.6). Os teores de P das alfaces (entre 2,2 g kg⁻¹ e 3,7 g kg⁻¹), são um pouco superiores aos teores de P das alfaces em vaso (entre 1,4 g kg⁻¹ e 2,6 g kg⁻¹) com compostos derivados de diferentes materias, tais como, estrume de galinha, estrume de vaca e uma mistura de resíduos vegetais com resíduos animais referidos por Alromian (2020). Os teores de K (entre 33,3 g kg⁻¹ e 57,0 g kg⁻¹) nas folhas da alface, assemelham-se ao teor de K na alface em vaso de 40,8 g kg⁻¹, com a aplicação de composto produzido a partir de lamas de águas residuais da adega e engaço de uva referido por Pinto et al. (2021).

Quadro 3.6. Teores de matéria seca (MS) e teores de nutrientes (N, P, K) da alface produzida sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA), e com aplicação dos compostos (0C, 3C e 6C) nas doses equivalentes a 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS (média ± desvio padrão). Colunas com letras diferentes representam médias significativamente diferentes (p <0,05).

	MS (%)	N (g kg ⁻¹)	P (g kg ⁻¹)	K (g kg ⁻¹)
C	6,3 ± 1,0	35,2 ± 4,1	2,6 ± 0,8	46,4 ± 10,7
AA	6,7 ± 0,8	39,0 ± 2,1	2,7 ± 0,7	44,1 ± 4,8
0C5	5,6 ± 0,5	37,6 ± 2,6	2,8 ± 0,4	57,0 ± 5,8
0C10	5,6 ± 0,5	36,8 ± 0,4	3,1 ± 0,1	57,0 ± 9,3
0C20	5,8 ± 0,4	37,2 ± 1,0	3,3 ± 0,2	54,0 ± 12,7
3C5	5,4 ± 0,05	36,6 ± 1,2	3,1 ± 0,7	38,0 ± 3,9
3C10	5,8 ± 0,5	38,5 ± 5,1	3,0 ± 0,1	35,3 ± 6,5
3C20	5,2 ± 0,4	35,4 ± 0,6	3,7 ± 1,0	49,5 ± 6,3
6C5	5,8 ± 0,7	38,1 ± 2,2	2,8 ± 0,2	42,7 ± 7,6
6C10	6,0 ± 0,2	37,9 ± 0,2	2,2 ± 1,4	33,3 ± 0,5
6C20	5,3 ± 0,5	36,3 ± 0,6	2,7 ± 0,6	49,4 ± 14,8
LSD	0,9	4,0	1,0	15,6

LSD significa a menor diferença significativa entre médias (p <0,05) para a mesma coluna.

c) Acumulação de nutrientes

A acumulação de N aumentou significativamente nas folhas da alface produzidas com composto em comparação com o tratamento controlo. O mesmo foi referido por Delibacak & Ongun (2016) num ensaio de alface com aplicação de composto derivado de resíduos de tabaco e estrume de galinha (figura 3.21). A acumulação de P aumentou nos tratamentos fertilizados em comparação com o controlo (figura 3.22). No entanto, os valores de acumulação de N, P e K nas folhas de alface com a aplicação de composto com elevado estado de maturação (260 dias) são inferiores aos valores de acumulação de N, P e K com a aplicação do composto com um período de compostagem inferior (140 dias). Possivelmente, porque um período de maturação mais prolongado aumenta o processo de humificação do composto e, naturalmente, a mineralização do composto após incorporação no solo é mais lenta (Griffin & Hutchinson, 2007).

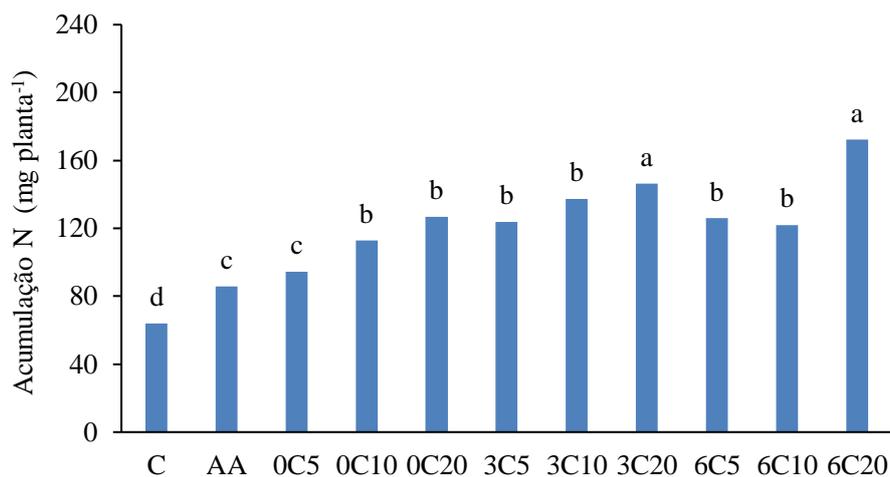


Figura 3.21. Acumulação de N na alfaca sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS. Colunas com letras diferentes representam médias de acumulação de N diferentes (p <0,05).

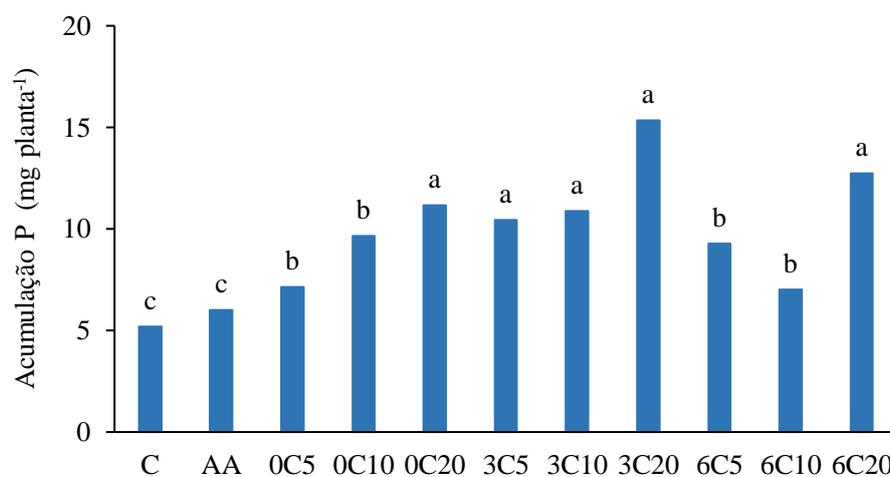


Figura 3.22. Acumulação de P na alfaca sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS. Colunas com letras diferentes representam médias de acumulação de P diferentes (p <0,05).

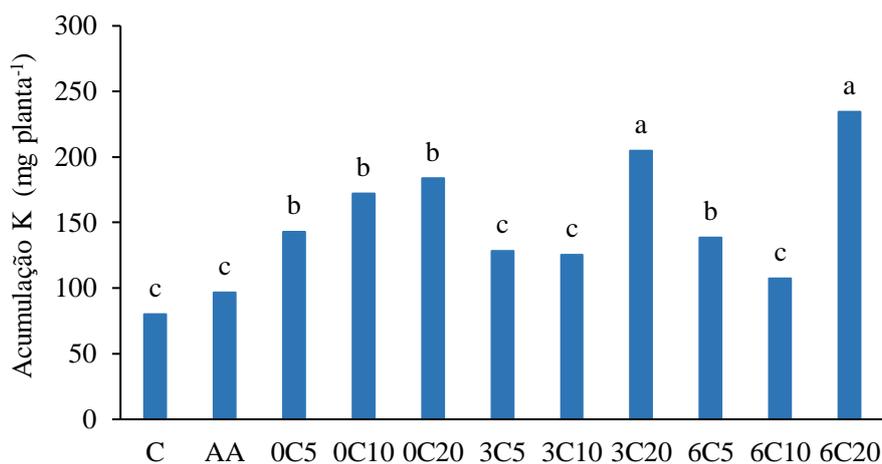


Figura 3.23. Acumulação de K sem aplicação de fertilizantes (C), com aplicação de adubo azotado (AA) e com aplicação de compostos produzidos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, nas doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS. Colunas com letras diferentes representam médias de acumulação de K diferentes ($p < 0,05$).

d) N mineral disponível e N orgânico mineralizado do composto

O teor de N mineral existente nos compostos no início da experiência era inferior à diferença entre o N acumulado nas folhas da alface com e sem a aplicação de composto. Portanto, a planta absorveu o N mineral disponível de início, mas também o N mineralizado do composto (figura 3.24). Assim, o risco de perdas de N foi mínimo no composto bem maturado, reduzindo assim os riscos de perda de nutrientes por lixiviação ou volatilização (Brito et al., 2012).

O N mineral disponível no composto ao fim de 260 dias de compostagem (8,2 mg kg⁻¹; 14,9 mg kg⁻¹ e 36,7 mg kg⁻¹ de N-NH₄⁺ e 6,5 mg kg⁻¹; 22,9 mg kg⁻¹ e 16,2 mg kg⁻¹ de N-NO₃⁻, para os compostos 0C, 3C e 6C, respectivamente) diminuiu em comparação com o composto com 140 dias de compostagem (36,4 mg kg⁻¹; 161,6 mg kg⁻¹ e 131,3 mg kg⁻¹ de N-NH₄⁺ e 103,8 mg kg⁻¹; 55,6 mg kg⁻¹ e 42,3 mg kg⁻¹ de N-NO₃⁻ para os compostos 0C, 3C e 6C, respectivamente) (Quadro 2.2 e 2.3). Possivelmente, a diminuição do teor de N mineral no composto com 260 dias está relacionada com a volatilização de amoníaco e/ou a nitrificação do ião amônio e a posterior lixiviação do ião N-NO₃⁻. A taxa média de mineralização aparente do composto sem revolvimentos, com 3 e 6 revolvimentos foi 2,1%, 3,2% e 3,4%, respectivamente, o que corresponderia aproximadamente a uma taxa média de mineralização de 10% nos primeiros 4 meses, caso as taxas de mineralização se mantivessem durante este período de tempo.

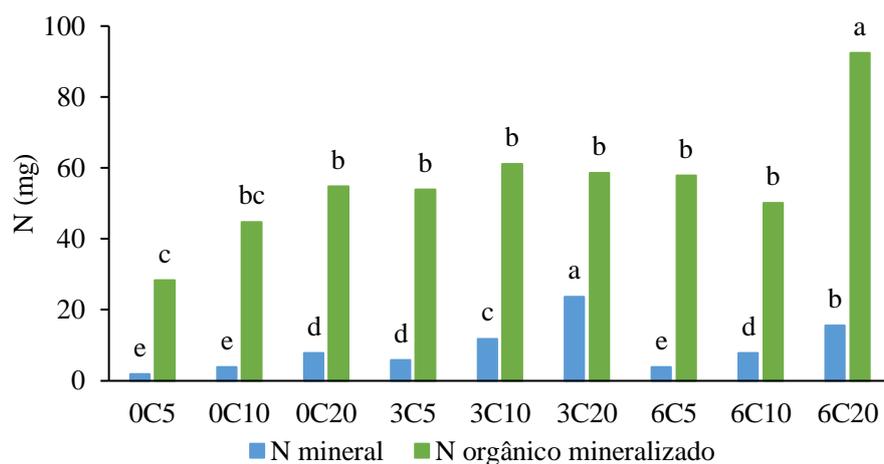


Figura 3.24. N mineral e N orgânico mineralizado dos compostos sem revolvimento (0C) e com 3 (3C) e 6 (6C) revolvimentos, aplicados nas doses de 5, 10 e 20 t ha⁻¹ MS. Colunas com letras diferentes representam médias de N mineral e N orgânico mineralizado diferentes (p < 0,05).

4. CONCLUSÕES

A compostagem de engaço e bagaço de uva (películas e grainhas) permite obter um composto com um elevado grau de maturação e estabilidade sem efeitos fitotóxicos. As temperaturas elevadas terão garantido o estado sanitário do composto. Em acréscimo, os valores de condutividade baixos e os teores de metais pesados inferiores aos limites máximos legalmente exigidos indicam que os compostos terão uma qualidade aceitável para serem utilizados como corretivos orgânicos do solo, de acordo com os princípios da economia circular.

A pilha estática atingiu um teor de maturação superior e um teor de nutrientes mais elevado do que as pilhas com revolvimento devido ao teor de humidade inferior ao valor recomendado (> 50%) e às temperaturas demasiado elevadas (> 65 °C) durante o processo de compostagem nestas últimas pilhas, o que dificultou a decomposição da matéria orgânica. Portanto, o engaço e bagaço de uva tem uma estrutura com porosidade adequada para beneficiar a decomposição aeróbia, mesmo sem revolvimentos, nas condições em que se realizaram estas experiências.

Os compostos produzidos com engaço e bagaço de uva têm potencial para aumentar a absorção de N e incrementar a produção da alface. Este aumento deve-se aos nutrientes fornecidos pelos compostos, e às características físicas e químicas dos mesmos, que poderão beneficiar as propriedades do solo, aumentando a disponibilidade de nutrientes e o bom desenvolvimento do sistema radicular das alfaces. E assim, a fertilidade e a produtividade do solo.

A produção de alface aumentou com qualquer dos compostos em comparação com os tratamentos sem composto, bem como, com doses crescentes de composto. Não se verificando uma diferença consistente no conjunto dos três ensaios realizados entre os diferentes compostos para a mesma dose de composto.

Em síntese, o composto produzido com engaço e bagaço de uva (películas e grainhas), mesmo sem revolvimentos, reduzindo a complexidade e os custos da compostagem, tem potencial para fertilizar as culturas com vantagens agronómicas e ambientais. Em trabalho futuro dever-se-ia avaliar estes compostos, também, como componentes na formulação de substratos hortícolas, o que constituiria uma mais-valia para os produtores de vinho.

5. BIBLIOGRAFIA

- Abad, M., Noguera, P. & Burés, S. (2001). National inventory of organic wastes for use as growing media for ornamental potted plant production: Case study in Spain. *Bioresource Technology*, 77(2), 197–200. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00152-8](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00152-8)
- Almeida, D. (2006). *Manual de culturas hortícolas*. Volume I, Editorial Presença, Lisboa, 346 pp.
- Alromian, F. M. (2020). Effect of type of compost and application rate on growth and quality of lettuce plant. *Journal of Plant Nutrition*, 0(0), 2797–2809. <https://doi.org/10.1080/01904167.2020.1793185>
- Baran, A., Çaycı, G., Kütük, C. & Hartmann, R. (2001). Composted grape marc as growing medium for hypostases (*Hypostases phyllostagya*). *Bioresource Technology*, 78(1), 103–106. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(00\)00171-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(00)00171-1)
- Barros, E. S. C., Amorim, M. C. C., Olszewski, N. & Silva, P. T. S. (2021). Composting of winery waste and characteristics of the final compost according to Brazilian legislation. *Journal of Environmental Science and Health - Part B Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 56(5), 447–457. <https://doi.org/10.1080/03601234.2021.1900694>
- Bernal, M. P., Albuquerque, J. A. & Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. A review. *Bioresource Technology*, 100(22), 5444–5453. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.11.027>
- Bernal, M. P., Paredes, C., Sánchez-Monedero, M. A. & Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*, 63(1), 91–99. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(97\)00084-9](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(97)00084-9)
- Bernal, M. P., Sommer, S. G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L. & Michel, F. C. (2017). Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. *Advances in Agronomy*, 144, 143–233. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>
- Bertran, E., Sort, X., Soliva, M. & Trillas, I. (2004). Composting winery waste: Sludges and grape stalks. *Bioresource Technology*, 95(2), 203–208. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2003.07.012>
- Brenes, A., Viveros, A., Chamorro, S. & Arija, I. (2016). Use of polyphenol-rich grape by-products in monogastric nutrition. A review. *Animal Feed Science and Technology*, 211, 1–17. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2015.09.016>
- Brito, L. M. (2017a). Compostagem fertilização do solo e substratos. Publindústria, Edições Técnicas (Edição). Engebook - Conteúdos de Engenharia e Gestão (Distribuição), Porto, 157 pp.
- Brito, L. M., Amaro, A. L. & Fernandes, A. S. (2009). Efeito do arejamento no processo de compostagem da fracção sólida do chorume de pecuária leiteira. *Revista de Ciências Agrárias*, 32(1), 298–311.

- Brito, L. M., Coutinho, J. & Smith, S. R. (2008). Methods to improve the composting process of the solid fraction of dairy cattle slurry. *Bioresource Technology*, 99(18), 8955–8960. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.05.005>
- Brito, L. M., Monteiro, J. M., Mourão, I. & Coutinho, J. (2013a). Compost, Lime, and Rock Phosphate Effects on Organic White Cabbage Growth and Nutrient Uptake. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 44(21), 3177–3186. <https://doi.org/10.1080/00103624.2013.832288>
- Brito, L. M., Monteiro, J. M., Mourão, I. & Coutinho, J. (2014). Organic lettuce growth and nutrient uptake Response to lime, compost and rock phosphate. *Journal of Plant Nutrition*, 37(7), 1002–1011. <https://doi.org/10.1080/01904167.2014.881858>
- Brito, L. M., Mourão, I., Coutinho, J. & Smith, S. (2013b). Composting for management and resource recovery of invasive Acacia species. *Waste Management and Research*, 31(11), 1125–1132. <https://doi.org/10.1177/0734242X13502384>
- Brito, L. M., Mourão, I., Coutinho, J. & Smith, S. R. (2010). Physicochemical dynamics of composting screw pressed cattle slurry amended with italian ryegrass straw or gorse bulking agents. *Compost Science and Utilization*, 18(2), 119–126. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2010.10736944>
- Brito, L. M., Mourão, I., Coutinho, J. & Smith, S. R. (2012). Simple technologies for on-farm composting of cattle slurry solid fraction. *Waste Management*, 32(7), 1332–1340. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.03.013>
- Brito, L. M., Mourão, I., Rodrigues, R. & Coutinho, J. (2017b). Lettuce and cabbage growth and nutrient uptake response to invasive Acacia waste composts. *Acta Horticulturae*, 1168, 39–46. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2017.1168.6>
- Bustamante, M. A., Moral, R., Bonmatí, A., Palatsí, J., Solé-Mauri, F. & Bernal, M. P. (2014). Integrated waste management combining anaerobic and aerobic treatment: A case study. *Waste and Biomass Valorization*, 5(3), 481–490. <https://doi.org/10.1007/s12649-013-9260-9>
- Bustamante, M. A., Moral, R., Paredes, C., Vargas-García, M. C., Suárez-Estrella, F. & Moreno, J. (2008a). Evolution of the pathogen content during co-composting of winery and distillery wastes. *Bioresource Technology*, 99(15), 7299–7306. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2007.12.051>
- Bustamante, M. A., Paredes, C., Marhuenda-Egea, F. C., Pérez-Espinosa, A., Bernal, M. P. & Moral, R. (2008b). Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere*, 72(4), 551–557. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.03.030>
- Cáceres, R., Flotats, X. & Marfà, O. (2006). Changes in the chemical and physicochemical properties of the solid fraction of cattle slurry during composting using different aeration strategies. *Waste Management*, 26(10), 1081–1091. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.06.013>
- Cáceres, R., Malińska, K. & Marfà, O. (2018). Nitrification within composting: A review. *Waste Management*, 72, 119–137. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.049>
- Campos, L. M. A. S., Leimann, F. V., Pedrosa, R. C. & Ferreira, S. R. S. (2008). Free radical scavenging of grape pomace extracts from Cabernet sauvignon (*Vitis*

- vinífera). *Bioresource Technology*, 99(17), 8413–8420. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.02.058>
- Carmona, E., Moreno, M. T., Avilés, M. & Ordovas, J. (2012). Composting of wine industry wastes and their use as a substrate for growing soilless ornamental plants. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 10(2), 482–491. <https://doi.org/10.5424/sjar/2012102-320-11>
- Carvalho, M. (2019). A importância da matéria orgânica do solo na produção agrícola e o papel dos adubos orgânicos. *Agrotec*, 30, 52–54. https://nutrimais.pt/wp-content/uploads/2019/05/Revista_AGROTEC_30.pdf
- Chang, R., Li, Y., Li, J., Chen, Q., Zhao, H. (2019). Influences of the thermophilic period on biodegradation and nitrogen loss in stimulated vegetables waste composting. *Global Ecol. Conserv.* 18, 623.
- Cordovil, C. (2004). Dinâmica do azoto na reciclagem de resíduos orgânicos aplicados ao solo. Alfragide: Instituto do Ambiente.
- Costa, V. L. F. (2010). *Propriedades papeleiras das fibras do ferreira da costa engaçado da uva*. Dissertação de Mestrado, Departamento de química, Universidade de Aveiro. <https://ria.ua.pt/bitstream/10773/4529/1/236262.pdf>
- CVRVV, (2022a). Declaração de Colheita e Produção (DCP). CVRVV- Comissão de Viticultura da Região dos Vinhos Verdes. <https://portal.vinhoverde.pt/pt/decalraca0-de-colheita-e-producao-de-uvas-mosto-e-vinho-processoCertificacao>
- CVRVV, (2022b). Produção Vinho Verde e Vinho Regional Minho 1999-2021. CVRVV- Comissão de Viticultura da Região dos Vinhos Verdes. <https://www.vinhoverde.pt/pt/estatisticas#!>
- Delibacak, S. & Ongun, A. R. (2016). Influence of composted tobacco waste and farmyard manure applications on the yield and nutrient composition of lettuce (*Lactuca sativa* L. var. capitata). *Eurasian Journal of Soil Science (EJSS)*, 5(2), 132. <https://doi.org/10.18393/ejss.2016.2.132-138>
- Devesa-Rey, R., Vecino, X., Varela-Alende, J. L., Barral, M. T., Cruz, J. M. & Moldes, A. B. (2011). Valorization of winery waste vs. the costs of not recycling. *Waste Management*, 31, 2327–2335. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.06.001>
- DGPC. (2006). Família das asteráceas (Direção-Ge). Direção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural. <https://doi.org/https://www.dgadr.gov.pt/mediateca/send/8-protecao-e-producao-integradas/67-producao-integrada-em-hortícolas-família-das-asteráceas-alface>
- Decreto-Lei n.º 103/2015 de 15 de junho do Ministério da Economia, 3756 (2015). <https://dre.pt/dre/detalhe/decreto-lei/103-2015-67485179>
- Dias, J. P. (2006). Fases de Maturação da Uva. Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas. Direção Regional de Agricultura da Beira Litora. https://www.drapc.gov.pt/base/documentos/maturacao_da_uva_centenario.pdf
- Díaz, M. J., Madejón, E., López, F., López, R. & Cabrera, F. (2002). Optimization of the rate vinasse/grape marc for co-composting process. *Process Biochemistry*, 37(10), 1143–1150. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(01\)00327-2](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(01)00327-2)

- Di Lecce, G., Arranza, S., Jáuregui, O., Tresserra-Rimbau, A., Quifer-Rada, P. & Lamuela-Raventós, R. (2014). Phenolic profiling of the skin, pulp and seeds of Albarino grapes using hybrid quadrupole time-of-flight and triple-quadrupole mass spectrometry. *Food Chem* 145, 874–882. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2013.08.115>.
- Domínguez, J., Sanchez-Hernandez, J. C. & Lores, M. (2017). Vermicomposting of Winemaking By-Products. In G. Charis (Ed.), *Handbook of Grape Processing By-Products* (1st ed., pp. 55–78). Elsevier Inc. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-809870-7.00003-X>
- Drinkwater, L. E., Wagoner, P. & Sarrantonio, M. (1998). Legume-based cropping systems have reduced carbon and nitrogen losses. *Nature*, 396(6708), 262–265. <https://doi.org/10.1038/24376>
- Duggan, T. & Jones, P. (2016). Lettuce (*Lactuca sativa* 'Webb's Wonderful') shoot and root growth in different grades of compost and vermicomposted compost. *Acta Horticulturae*, 1146, 33–40. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2016.1146.4>
- Fiori, L. & Florio, L. (2010). Gasification and combustion of grape marc: Comparison among different scenarios. *Waste and Biomass Valorization*, 1(2), 191–200. <https://doi.org/10.1007/s12649-010-9025-7>
- Gao, M., Liang, F., Yu, A., Li, B. & Yang, L. (2010). Evaluation of stability and maturity during forced-aeration composting of chicken manure and sawdust at different C/N ratios. *Chemosphere*, 78, 614–619. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.10.056>
- Getachew, G. & Muleta, D. (2017). Optimization of Compost Maturity of Coffee Waste Mixed with Agricultural Wastes and Evaluation of Their Effect of Growth of Lettuce Sativa. *Natural Sciences Research*, 7(8), 82–92. <https://www.iiste.org/Journals/index.php/JNSR/article/viewFile/36695/37710>
- Griffin, T. S. & Hutchinson, M. (2007). Compost maturity effects on nitrogen and carbon mineralization and plant growth. *Compost Science and Utilization*, 15(4), 228–236. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2007.10702338>
- Harada, Y., Inoko, A., Tadaki, M. & Izawa, T. (1981). Maturing process of city refuse compost during piling. *Soil Science and Plant Nutrition*, 27(3), 357–364. <https://doi.org/10.1080/00380768.1981.10431290>
- Haug, R. T. (1980). *Compost engineering: principles and practice*. A. A. Science & Publishers (eds.).
- Ho, T. T. K., Tra, V. T., Le, T. H., Nguyen, N.-K.-Q., Tran, C.-S., Nguyen, P.-T., Vo, T.-D.-H., Thai, V.-N. & Bui, X.-T. (2022). Compost to improve sustainable soil cultivation and crop productivity Thi. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 11. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2019.100002>
- INE – Instituto Nacional de Estatística (2021). URL: https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0004498&contexto=bd&selTab=tab2&xlang=pt (acedido em 1/2/2023)
- INIAV, I. P. (2016). Lista de métodos analíticos na área da fertilidade do solo e nutrição das culturas - Águas de Rega. INIAV, I.P., 1–2. <https://www.iniaiv.pt/solos-nutricao-vegetal-fertilizantes>, acedido a 08/09/2021

- IVV. (2020). Evolução da Área Total de Vinha - Portugal. Instituto Da Vinha e Do Vinho. <https://www.ivv.gov.pt/np4/7179.html>
- Johnston, A. E., Poulton, P. R. & Coleman, K. (2009). Chapter 1 Soil Organic Matter. Its Importance in Sustainable Agriculture and Carbon Dioxide Fluxes. In *Advances in Agronomy* (1st ed., Vol. 101, Issue 08). Elsevier Inc. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)00801-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00801-8)
- Kader, N. A., Robin, P., Paillat, J. M. & Leterme, P. (2007). Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology*, 98(14), 2619–2628. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.035>
- Ketterings, Q., Reid, S. & Rao, R. (2007). Cation Exchange Capacity (Cec). *Agronomy Fact Sheet Series*. <https://doi.org/http://nmsp.cals.cornell.edu/publications/factsheets/factsheet22.pdf>
- Kolbe, A. R., Aira, M., Gómez-Brandón, M., Pérez-Losada, M. & Domínguez, J. (2019). Bacterial succession and functional diversity during vermicomposting of the white grape marc *Vitis vinifera* v. Albariño. *Scientific Reports*, 9(1), 1–9. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-43907-y>
- Larney, F. J. & Hao, X. (2007). A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern Alberta, Canada. *Bioresource Technology*, 98(17), 3221–3227. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.005>
- Lecas, M. & Brillouet, J. (1994). Cell wall composition of grape berry skins. *Phytochemistry*, 35(5), 1241–1243. [https://doi.org/10.1016/S0031-9422\(00\)94828-3](https://doi.org/10.1016/S0031-9422(00)94828-3)
- Lee, S. Y., Kim, B. N., Han, J. H., Chang, S. T., Choi, Y. W., Kim, Y. H. & Min, J. (2010). Treatment of phenol-contaminated soil by *Corynebacterium glutamicum* and toxicity removal evaluation. *Journal of Hazardous Materials*, 182(1–3), 937–940. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.06.092>
- Liang, B. C., McConkey, B. G., Campbell, C. A., Curtin, D., Lafond, G. P., Brandt, S. A. & Moulin, A. P. (2004). Total and labile soil organic nitrogen as influenced by crop rotations and tillage in Canadian prairie soils. *Biology and Fertility of Soils*, 39(4), 249–257. <https://doi.org/10.1007/s00374-003-0712-4>
- Lin, C. (2008). A negative-pressure aeration system for composting food wastes. *Bioresource Technology*, 99, 7651–7656. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.01.078>
- López, R., Antelo, J., Silva, A. C., Bento, F. & Fiol, S. (2021). Factors that affect physicochemical and acid-base properties of compost and vermicompost and its potential use as a soil amendment. *Journal of Environmental Management*, 300, 12. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113702>
- Maicas, S. & Mateo, J. J. (2020). Sustainability of wine production. *Sustainability* (Switzerland), 12(559), 10. <https://doi.org/10.3390/su12020559>
- Makinde, E. A., Eniola, H. T. & Fagbola, O. (2009). Effect of organomineral and NPK fertilizers on soil pH, organic matter and micronutrient content in two soil types in Nigeria. *Research on Crops*, 10, 77–85.

- Mamman, E., Ohu, J. O. & Crowther, T. (2007). Effect of soil compaction and organic matter on the early growth of maize (*Zea mays*) in a vertisol. *International Agrophysics*, 21(4), 367–375.
- Manojlovic, M., Cabilovski, R. & Bavec, M. (2010). Organic materials: Sources of nitrogen in the organic production of lettuce. *Turkish Journal of Agriculture and Forestry*, 34(2), 163–172. <https://doi.org/10.3906/tar-0905-11>
- Maynard, D. N. & Hochmuth, G. J. (1981). Knott's handbook for vegetable growers (Book). In *Plant, Cell & Environment*. John Wiley, Vol. 4. <https://doi.org/10.1111/1365-3040.ep11610790>
- Meena, A. L., Karwal, M., Dutta, D. & Mishra, R. P. (2021). Composting: Phases and Factors Responsible for Efficient and Improved Composting. *Agriculture & Food*, 3(1), 85–90. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13546.95689>
- Mehta, C. M., Palni, U., Franke-Whittle, I. H. & Sharma, A. K. (2013). Compost: Its role, mechanism and impact on reducing soil-borne plant diseases. *Waste Management*, 34(3), 607–622. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.11.012>
- Mengel, K. (1996). Turnover of organic nitrogen in soils and its availability to crops. *Plant and Soil*, 181(1), 83–93. <https://doi.org/10.1007/BF00011295>
- Mironeasa, S., Mironeasa, C. & Codina, G. G. (2010). Evaluation of mineral content in grape seed and defatted grape seed. *Food and Environment*, 9(2), 53–60. <http://fens.usv.ro/index.php/FENS/article/view/409>
- Moldes, A. B., Vázquez, M., Domínguez, J. M., Díaz-Fierros, F. & Barral, M. T. (2007). Evaluation of mesophilic biodegraded grape marc as soil fertilizer. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 141(1), 27–36. <https://doi.org/10.1007/s12010-007-9208-2>
- Nanni, A., Parisi, M. & Colonna, M. (2021). Wine by-products as raw materials for the production of biopolymers and of natural reinforcing fillers: A critical review. *Polymers*, 13(3), 1–29. <https://doi.org/10.3390/polym13030381>
- Neto, I. F. F. (2011). Estudo dos processos de nitrificação e desnitrificação numa estação de tratamento de águas residuais. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Ciências e Tecnologia Universidade Nova de Lisboa. <https://doi.org/http://hdl.handle.net/10362/6233>
- Paradelo, R., Moldes, A. B. & Barral, M. T. (2013). Evolution of organic matter during the mesophilic composting of lignocellulosic winery wastes. *Journal of Environmental Management*, 116, 18–26. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.12.001>
- Petric, I., Šestan, A. & Šestan, I. (2009). Influence of initial moisture content on the composting of poultry manure with wheat straw. *Biosystems Engineering*, 104(1), 125–134. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2009.06.007>
- Pezzolla, D., Cucina, M., Proietti, P., Calisti, R., Regni, L. & Gigliotti, G. (2021). The use of new parameters to optimize the composting process of different organic wastes. *Agronomy*, 11(10), 1–16. <https://doi.org/10.3390/agronomy11102090>
- Pinto, R., Brito, L. M. & Coutinho, J. (2017). Organic production of horticultural crops with green manure, composted farmyard manure and organic fertiliser. *Biological Agriculture and Horticulture*, 33(4), 269–284. <https://doi.org/10.1080/01448765.2017.1347521>

- Pinto, R., Brito, L. M., Gonçalves, F., Mourao, I., Torres, L. & Coutinho, J. (2021a). Lettuce growth and nutrient uptake response to winery waste compost and biochar. *Acta Horticulturae*, 1305, 233–239. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2021.1305.32>
- Pinto, R., Brito, L. M., Gonçalves, F., Mourão, I., Torres, L. & Coutinho, J. (2021b). Recycling wastes from Douro wine industry by composting. *Acta Horticulturae* 1305, 285–29. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2021.1305.39>
- Pôrto, M. L., Alves, J. C., Souza, A. P., Araújo, R. C. & Arruda, J. A. (2008). Nitrogen supply and organic fertilization. *Horticultura Brasileira*, 227–230.
- Power, J. F. & Prasad, R. (1997). *Soil Fertility Management for Sustainable Agriculture*. C. Press (ed.).
- Prozil, S., Mendes, J., Evtuguin, D. & Lopes, L. P. C. (2013). Caracterização química e estrutural do engaço da uva e avaliação do seu potencial como matéria-prima. *Millenium*, 44, 23–40. https://www.researchgate.net/publication/262698072_Caracterizacao_Quimica_e_Estrutural_do_Engaco_da_Uva_e_Avaliacao_do_seu_Potencial_Como_Materia-Prima_Lenhocelulosica
- Prozil, S. O. (2008). *Caracterização química do engaço da uva e possíveis aplicações*. Dissertação de Mestrado, Universidade de Aveiro. <https://core.ac.uk/download/pdf/15563284.pdf>
- Radics, L., Pusztai, P., Biro, B., Biro, Z., Nemeth, T. & Monori, I. (2008). Element composition and quality of lettuce (*Lactuca sativa* var. Biweri), grown with sheep-manure composts. *Kertgazdasag - Horticulture*, 39(3), 38–45.
- Raj, D. & Antil, R. S. (2011). Evaluation of maturity and stability parameters of composts prepared from agro-industrial wastes. *Bioresource Technology*, 102(3), 2868–2873. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2010.10.077>
- Reis, M. (2016). Os compostos no controlo de doenças das plantas. *Revista de Ciências Agrárias*, 39(1), 25–35. <https://doi.org/10.19084/rca15111>
- Ruggieri, L., Cadena, E., Martínez-Blanco, J., Gasol, C. M., Rieradevall, J., Gabarrell, X., Gea, T., Sort, X. & Sánchez, A. (2009). Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, economic and environmental analyses of the composting process. *Journal of Cleaner Production*, 17(9), 830–838. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2008.12.005>
- Rynk, R., Kamp, M. van de, Willson, G. B., Singley, M. E., Richard, T. L., Kolega, J. J., Gouin, F. R., Lucien Laliberty, J., Kay, D., Murphy, D. W., Hoitink, H. A. J. & Brinton, W. F. (1992). *On-Farm Composting*. Handbook R. Rynk (ed.). <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/22983772>
- Sampaio, A. S., Dimas, B., Diniz, E., Morais, A. F., Moura, A. R., Miguel, A. C., Santos, F., Marques, J. P., Loureiro, M., Rego, P. C. & Trindade, R. (2021). Cultivar Cadernos de análise e prospetiva. Separata – panorama da vinha e do vinho. Gabinete de Planeamento. https://www.gpp.pt/images/GPP/O_que_disponibilizamos/Publicacoes/CULTIVAR_24/cultivar_24_separata.pdf
- Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Paredes, C. & Bernal, M. P. (2001). Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its

- effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78(3), 301–308. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00031-1](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00031-1)
- Santos, J. Q. (2002). Fertilização – Fundamentos da utilização dos adubos e correctivos Publindústria (ed.), Portugal, 556 pp.
- Santos, R. H. S., Silva, F., Casali, V. W. D. & Conde, A. R. (2001). Efeito residual da adubação com composto orgânico sobre o crescimento e produção de alface. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 36(11), 1395–1398. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2001001100010>
- Solaiman, Z. M., Yang, H., Archdeacon, D., Tippet, O., Tibi, M. & Whiteley, A. S. (2019). Humus-Rich Compost Increases Lettuce Growth, Nutrient Uptake, Mycorrhizal Colonisation, and Soil Fertility. *Pedosphere*, 29(2), 170–179. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(19\)60794-0](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(19)60794-0)
- Sommer, S. G. (2001). Effect of composting on nutrient loss and nitrogen availability of cattle deep litter. *European Journal of Agronomy*, 14(2), 123–133. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(00\)00087-3](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(00)00087-3)
- Sonneveld, C. (2000). Effects of salinity on substrate grown vegetables and ornamentals in greenhouse horticulture. 149. https://www.researchgate.net/publication/35260637_Effects_of_salinity_on_substrate_grown_vegetables_and_ornamentals_in_greenhouse_horticulture
- Soumaré, M., Demeyer, A., Tack, F. M. G. & Verloo, M. G. (2002). Chemical characteristics of Malian and Belgian solid waste composts. *Bioresource Technology*, 81(2), 97–101. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(01\)00125-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(01)00125-0)
- Spinei, M. & Oroian, M. (2021). The potential of grape pomace varieties as a dietary source of pectic substances. *Foods*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/foods10040867>
- Sweeten, J. M. & Auvermann, B. W. (2008). Composting manure and sludge. *Texas Agricultural Extension Service*, L-2289, 1–7. <https://oaktrust.library.tamu.edu/handle/1969.1/87650>
- Van Kessel, J. S. & Reeves, J. B. (2002). Nitrogen mineralization potential of dairy manures and its relationship to composition. *Biology and Fertility of Soils*, 36(2), 118–123. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0516-y>
- Varenes, A. (2003). Produtividade dos solos e ambiente. Escola Editora (ed.), Lisboa, 490 pp.
- Viel, A., Stellin, F., Carlot, M., Nadai, C., Concheri, G., Stevanato, P., Squartini, A., Corich, V. & Giacomini, A. (2018). Characteristics of Compost Obtained from Winemaking Byproducts. *Waste and Biomass Valorization*, 9(11), 2021–2029. <https://doi.org/10.1007/s12649-017-0160-2>
- Yilmaz, E. & Alagöz, Z. (2010). Effects of short-term amendments of farmyard manure on some soil properties in the Mediterranean region - Turkey. *Journal of Food, Agriculture and Environment*, 8(2), 859–862.
- Yun, S. I. & Ro, H. M. (2009). Natural ^{15}N abundance of plant and soil inorganic-N as evidence for over-fertilization with compost. *Soil Biology and Biochemistry*, 41(7), 1541–1547. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.04.014>
- Yun, S. I., Ro, H. M., Choi, W. J. & Chang, S. X. (2006). Interactive effects of N fertilizer source and timing of fertilization leave specific N isotopic signatures in Chinese

cabbage and soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(7), 1682–1689.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.11.022>

Zhang, N., Hoadley, A., Patel, J., Lim, S. & Li, C. (2017). Sustainable options for the utilization of solid residues from wine production. *Waste Management*, 60, 173–183. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.006>

Zucconi, F. Pera, A., Forte, M. & De Bertoldi, M. (1981). Evaluating toxicity of immature compost. *Biocycle* 22, 54-57.

Zucconi, F., & De Bertoldi, M. (1987). Composts specifications for the production and characterization of composts from municipal solid waste. In: de Bertoldi, M., Ferranti, M.P., L’Hermite, P., and Zucconi, F., eds. *Compost: Production, Quality and Use*. Elsevier Applied Science. Reino Unido, p. 30-50.